



Sustentabilidade na agricultura:
desenvolvimento de um indicador de avaliação

por

Ana Catarina Nunes Faria

Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Economia e Gestão do
Ambiente pela Faculdade de Economia do Porto

Orientada por:

Maria Cristina Guimarães Guerreiro Chaves

Setembro de 2013

Breve nota biográfica

Ana Catarina Nunes Faria, nascida a 19 de Junho de 1990, portuguesa, é natural da Trofa, distrito do Porto. Em 2008 ingressou no Ensino Superior. Licenciada em Economia pela Faculdade de Economia do Porto (FEP) em 2011. Continuou a sua formação académica inscrevendo-se no Mestrado em Economia e Gestão do Ambiente, nesse mesmo ano e na mesma instituição (FEP).

Agradecimentos

Deixo aqui um especial agradecimento à minha orientadora, Professora Cristina Chaves, por todo o apoio, disponibilidade, dedicação e motivação que apresentou ao longo destes meses e que se revelaram cruciais para a conclusão desta dissertação.

Agradeço também a todos aqueles que de alguma forma estiveram presentes nesta fase da minha vida, em particular aos meus pais que sempre me incentivaram e me apoiaram na concretização deste objetivo.

Resumo

O objetivo desta dissertação foi desenvolver uma ferramenta para avaliar a sustentabilidade na agricultura dos países através de um indicador composto e aplicá-la a 64 nações para os anos 2003, 2005, 2007 e 2009. Pretende-se operacionalizar o conceito de sustentabilidade na agricultura através de 18 indicadores individuais que compreendam as três dimensões da sustentabilidade (económica, social e ambiental) e sua posterior normalização, ponderação e agregação. Espera-se assim, obter um elemento de apoio às instituições de administração do sector, o Indicador de Sustentabilidade na Agricultura (ISA).

Os resultados permitem, primeiro, demonstrar as fontes de incerteza no desenvolvimento da ferramenta de avaliação e identificar o método de agregação como a fonte de incerteza mais relevante.

Os resultados também permitem demonstrar que (1) o envolvimento socioeconómico no sector agrícola em conjunto com (2) o desenvolvimento voltado para a redução de *inputs* (fertilizantes e pesticidas) ditam o perfil dos países com os melhores resultados. Contudo, esses resultados não são inabaláveis porque coincidem com fracas taxas de produtividade, o que tende a inviabilizar a sustentabilidade do sector.

Abstract

The aim of this dissertation was to develop a practical tool for evaluating countries's sustainability in agriculture by means of a composite indicator, and to apply it to 64 nations for the years 2003, 2005, 2007 and 2009. It is expected to operationalise the concept of sustainability in agriculture as an element to support the governance institutions of this sector. The methodology is based on the calculation of 18 sustainability individual indicators that cover the three dimensions of the concept (economic, social and environmental) and their subsequent aggregation.

First, the results enable demonstrating the sources of uncertainty in the development of the evaluation tool and identifying the aggregation method as the most significant source of uncertainty.

Results also establish that the (1) socio-economic involvement in the agriculture sector in conjunction with the (2) development focused on reducing inputs (fertilizers and pesticides) dictate the profile of the countries with best results. However, these results are not secure because they overlap with low rates of productivity, which undermines the sustainability of the sector.

Índice

Breve nota biográfica	i
Agradecimentos	ii
Resumo	iii
Abstract.....	iv
Introdução	1
1. Sustentabilidade na agricultura – o conceito	3
2. Avaliação da sustentabilidade na agricultura – estado da arte.....	6
2.1 Métodos de seleção.....	8
2.2 Construção do indicador	13
3. Desenvolvimento do indicador de sustentabilidade na agricultura (ISA)	20
3.1 Prós e contras da utilização de indicadores compostos.	20
3.2 Desenvolvimento de um <i>framework</i> teórico	21
3.2.1 Desenvolvimento do SAFE.....	25
3.2.1.1 Princípios e critérios económicos	26
3.2.1.2 Princípios e critérios sociais	26
3.2.1.3 Princípios e critérios ambientais.....	27
3.3 Seleção dos indicadores individuais	29
3.3.1 Os indicadores seleccionados	30
3.4 Normalização	50
3.5 Ponderação e agregação.....	53
4. Resultados.....	65
4.1 Robustez.....	65
4.2 Discussão dos resultados	70
Conclusões	81
Referências bibliográficas.	84

Índice de tabelas

Tabela 1 - <i>Survey</i> sobre a avaliação da sustentabilidade na agricultura – métodos de seleção de indicadores	10
Tabela 2 - <i>Survey</i> sobre a avaliação da sustentabilidade na agricultura – levantamento dos indicadores individuais utilizados.....	11
Tabela 3 - <i>Survey</i> sobre a avaliação da sustentabilidade na agricultura – construção do indicador composto	18
Tabela 4 - Prós e contras da utilização de indicadores compostos	21
Tabela 5 - Caracterização do <i>framework</i> SAFE.....	25
Tabela 6 - Funções ambientais dos agroecossistemas.....	27
Tabela 7 - Lista de princípio e critérios.....	29
Tabela 8 - Lista de critérios de qualidade para a seleção dos dados	30
Tabela 9 - Lista de princípios, critérios e indicadores selecionados	49
Tabela 10 - Matriz de correlação de Pearson (n)	56
Tabela 11 - Autovalores, % variância explicada.....	57
Tabela 12 - Cargas.....	59
Tabela 13 - Variância explicada após rotação <i>Varimax</i>	59
Tabela 14 - Cargas e cargas normalizadas após rotação <i>Varimax</i>	60
Tabela 15 - Ponderações finais dos indicadores individuais (w_q)	61
Tabela 16 - Combinações utilizadas na construção de indicadores compostos.....	65
Tabela 17 - Matriz de Correlação de Spearman.....	68
Tabela 18 - Alteração média de posição dos países nos <i>rankings</i>	69
Tabela 19 - <i>Ranking</i> ISA	73
Tabela 20 – Correlação do ISA com as variáveis IDH e PIB <i>per capita</i>	74
Tabela 21 – Correlação do ISA com as variáveis IDH e PIB <i>per capita</i> para as subamostras: países Não-OCDE e países OCDE.....	75

Índice de figuras

Figura 1 - Estrutura hierárquica do <i>framework</i> SAFE	23
Figura 2 - Exemplo de uma função de normalização linear	51
Figura 3 - Funções de normalização	52
Figura 4 - Representação gráfica dos autovalores.....	58
Figura 5 - Resultados do ISA por país e por ano	70
Figura 6 - Variação média dos resultados do ISA relativamente a 2003	71
Figura 7 - Contribuição média de cada dimensão para o ISA	71
Figura 8 - Variação média dos indicadores individuais (normalizados) de 2005, 2007 e 2009 relativamente a 2003.....	72
Figura 9 - Resultados da média dos ISA para os anos 2003, 2005, 2007 e 2009 para os três países com os melhores e piores desempenhos	77
Figura 10 - Contribuição de cada indicador para o resultado final do ISA (média dos anos 2003, 2005, 2007 e 2009)	78

Introdução

O desafio da manutenção da vida na Terra exigirá uma nova visão, com uma abordagem holística, na gestão dos agroecossistemas. Hoje, existem provas suficientes de que o modo de produção agrícola pode não ser sustentável, isto é, de que os agroecossistemas podem perder a sua função de produção a longo prazo. De facto, existe uma preocupação legítima, voltada para a agricultura, em determinar os principais indicadores capazes de medir a sua capacidade de sustentabilidade. Portanto, a sustentabilidade é agora considerada como uma propriedade fundamental dos sistemas agrícolas e a sua avaliação tornou-se um grande desafio para as organizações internacionais, para os cientistas, decisores políticos e agricultores.

Nesta dissertação desenvolver-se-á um indicador composto de sustentabilidade na agricultura que comporte as três dimensões da mesma (económica, social e ambiental) à escala nacional. O objetivo é construir uma ferramenta de avaliação tão fácil de manusear quanto possível mas que capte (tanto quanto possível) esta realidade complexa. Pretende-se que o indicador funcione como uma ferramenta primária e genérica. Ou seja, que meça os componentes mais básicos (essenciais) da sustentabilidade na agricultura a nível nacional – ferramenta primária, e que a sua utilização seja possível em qualquer país – ferramenta genérica.

Os capítulos 1 e 2 expõem o conceito de sustentabilidade na agricultura. No capítulo 2 é apresentado o estado da arte com a menção a alguns *case studies* considerados como apropriados à dissertação. Neste pretende-se exibir uma gama de abordagens possíveis na construção de indicadores compostos que mensurem a sustentabilidade na agricultura. O capítulo 3 incide sobre o objetivo último da presente dissertação, a construção de um indicador composto de sustentabilidade na agricultura à escala nacional. Este capítulo está dividido nas etapas vulgarmente seguidas na construção de indicadores compostos. Após uma breve introdução à utilização de indicadores composto (3.1), segue-se o desenvolvimento do *framework* teórico (3.2). Nesta etapa foi utilizado o *framework* SAFE cujos princípios e critérios são explicados nos subcapítulos do 3.2.1. Entendeu-se esta etapa como essencial para proceder à seleção de indicadores individuais, os quais são apresentados no subcapítulo 3.3. Após a seleção e a recolha de dados procede-se à normalização, ponderação e agregação dos

mesmos de forma a obter o Indicador composto de Sustentabilidade na Agricultura (ISA). Os resultados são analisados, no capítulo 4, quanto à sua robustez (4.1) e são destacados os seus principais aspetos (4.2). Por último, são apresentadas as conclusões.

Os dados foram recolhidos a partir de bases de dados disponíveis pelas organizações internacionais: FAO e *Worldbank*. A amostra cobre aproximadamente 50% da área agrícola mundial e envolve 64 países de todos os continentes, para os anos 2003, 2005, 2007 e 2009.

1. Sustentabilidade na agricultura – o conceito

O objetivo da agricultura é fornecer produtos para benefício da Humanidade. Cada agroecossistema (ou sistema agrário) combina-se de forma específica com o trabalho humano, capital, recursos naturais e meios de produção, ou seja, cada agroecossistema procede de um modo de produção cuja finalidade é produzir e distribuir os bens necessários em cada momento para gerar bem-estar social (Molina e Sevilla, 1992). Este objetivo por si só leva a que os sistemas naturais sofram transformações causadas pelo Homem – manipulações artificiais, que põem em causa a estabilidade do agroecossistema prejudicando a sua capacidade de se regenerar e/ou de se autorreproduzir. Com a Política Agrária Comum (1992) a Europa afirma que a atividade agrícola desempenha um papel multifuncional pelo que, a sua sustentabilidade não se prende apenas com critérios de cariz económico-financeiro, mas abrange também aspetos sociais e ambientais da atividade.

A implementação e valoração da sustentabilidade na agricultura tem vindo a tornar-se o principal desafio na investigação, nas práticas e nas políticas agrícolas. Existe uma vasta gama de definições de sustentabilidade e de sustentabilidade agrícola. Aliás, o debate acerca da definição de desenvolvimento sustentável data dos finais dos anos 80, com a publicação da Comissão Brundtland (WCDE, 1987) e desde então a necessidade de definir padrões de desenvolvimento sustentável cresceu rapidamente. Este impulso envolveu o desenvolvimento do conceito de sustentabilidade agrícola (Vecchione, 2010). Nesses anos, a sustentabilidade agrícola foi analisada principalmente no contexto internacional através de estudos levados a cabo por organizações internacionais (Banco Mundial, ONU, OCDE) normalmente a partir da construção de indicadores compostos (Vecchione, 2010).

Apesar de não haver um consenso quanto à definição, este facto não inviabiliza a possibilidade de operacionalizar o conceito. A literatura, embora recente, tem crescido a um ritmo elevado na tentativa de criar ferramentas de avaliação fiáveis que conjuguem de forma harmoniosa as diversas áreas científicas que o conceito exige.

Segundo Hansen (1996), a sustentabilidade na agricultura pode ser vista através de duas abordagens. A primeira, de carácter normativo, denominada por sustentabilidade como uma abordagem (*sustainability as an approach*), surge como resposta aos

impactos negativos gerados pela agricultura. Esta abordagem pretende reformar a agricultura convencional caracterizada por ser capital intensiva, em monocultura e em larga escala, com sistemas altamente mecanizados, e pelo uso intensivo de pesticidas e fertilizantes. A sustentabilidade como uma abordagem apresenta-se como uma alternativa à agricultura convencional e reivindica o uso de recursos da própria exploração ou localmente disponíveis, a redução do uso de fertilizantes e pesticidas, o aumento da rotação de culturas e do uso de materiais orgânicos, a diversificação de culturas e espécies animais, entre outros. Contudo, esta abordagem não é sempre útil porque, em primeiro lugar, é baseada em benefícios presumidos de uma listagem de práticas, sem fornecer uma análise quantitativa, em segundo, uma visão distorcida da agricultura convencional pode levar à rejeição de propostas pela sua semelhança com a agricultura convencional mesmo que sejam sustentáveis (Smith e McDonald, 1998). A segunda, sustentabilidade como património (*sustainability as a property*), apresenta um carácter positivo na medida em que analisa a capacidade dos agroecossistemas para satisfazer determinadas necessidades ao longo do tempo. Esta implica a definição de objetivos que geralmente incluem a manutenção ou a melhoria do ambiente natural, a provisão de necessidade humanas, a viabilidade económica e o bem-estar social. A vantagem desta abordagem é que os objetivos a serem satisfeitos variam consoante a aplicação e a definição de sustentabilidade usada. Além disso, avaliar a habilidade do sistema para continuar no tempo é consistente com a interpretação literal da palavra sustentabilidade (Smith e McDonald, 1998). A utilidade potencial da sustentabilidade como património advém do conjunto de critérios sugeridos para caracterizar a sustentabilidade na agricultura, pois estes providenciam a base para identificar os constrangimentos e as possibilidades de melhoria. Contudo, a não existência de um conjunto consistente de critérios é uma desvantagem.

Resumidamente, enquanto na primeira, a sustentabilidade é medida pelo afastamento ao convencional, na segunda, a sustentabilidade é medida pela habilidade de satisfazer determinados objetivos e/ou de perdurar ao longo do tempo. Esta última é a abordagem adotada, daqui em diante, nesta dissertação uma vez que a anterior apresenta fortes limitações duma perspetiva científica (Hansen, 1996). A sustentabilidade como património pressupõe uma construção social, ou seja, um sistema

agrário é considerado sustentável quando os objetivos económicos, sociais e ecológicos alcançam resultados aceitáveis para a sociedade como um todo.

A sustentabilidade agrícola engloba complexas interações entre o ambiente, a economia e a sociedade. É simultaneamente um conceito ambicioso e ambíguo dada a multidisciplinaridade dos fatores que implica e que têm influência na sua avaliação (possui diferentes componentes, atributos e indicadores em diferentes escalas temporais e espaciais).

Assim, a agricultura sustentável pode definir-se como “a gestão e utilização do ecossistema agrícola de forma a manter a sua diversidade biológica, produtividade, capacidade de regeneração, vitalidade e habilidade para funcionar para que possa cumprir, hoje e no futuro, as suas funções sociais, ambientais e económicas a nível local, regional e global e não prejudicando outros ecossistemas” (Lewandowski *et al.*, 1999, pág. 185). Esta definição enquadra-se na abordagem de sustentabilidade como património e é adotada nas avaliações com base no *framework* SAFE (Sauvenier *et al.*, 2006 e van Cauwenbergh *et al.*, 2007), conforme será apresentado no capítulo 3. A definição de agricultura sustentável de Lewandowski *et al.* (1999) não está livre de problemas ao nível operacional. Por um lado, devido ao carácter temporal e espacial que pode assumir e por outro lado, devido à dificuldade de encontrar as preferências concretas (em quantidades) da sociedade quanto à atividade agrícola.

O conceito depende do carácter temporal e espacial da avaliação (Lowrance *et al.*, 1986 e Hart, 1984). O sistema agrícola é entendido como uma hierarquia de níveis: a parcela de produção, a exploração, o sistema agrário, a região (país), por ordem crescente. Assim, a avaliação ideal consistiria na avaliação conjunta dos diferentes níveis. Cada um destes níveis apresenta características e restrições próprias (Smith e McDonald, 1998). Esta elevada complexidade conduz a que a maioria dos estudos foque apenas um nível hierárquico. O carácter temporal prende-se com a capacidade da sociedade preservar o nível de bem-estar das gerações futuras. Normalmente os indicadores são calculados com uma periodicidade anual e após a obtenção das séries temporais razoáveis procede-se a uma análise dinâmica para identificar as possíveis tendências, pois não existe uma referência temporal de intervenção e de avaliação capaz de experimentar cientificamente as decisões tomadas.

2. Avaliação da Sustentabilidade na Agricultura – estado da arte

Na literatura, a avaliação da sustentabilidade agrícola destina-se a diferentes aspetos da mesma. A avaliação pode 1) destinar-se à medição da sustentabilidade das práticas dos agricultores (Rigby *et al.*, 2001, Zhen *et al.*, 2005 e 2006), 2) servir para a averiguação das políticas levadas a cabo por decisores políticos – *ex post*. É o caso de Vecchione (2010) que avalia o impacto das Políticas Rurais da UE e de Zham *et al.* (2008) que desenvolve uma ferramenta de autoavaliação para agricultores de acordo com a Política Agrícola Comum da UE. Pode, ainda 3) servir como suporte à decisão política - *ex ante* (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010 e Sauvenier *et al.*, 2006) ou 4) destinar-se apenas à comparação entre diferentes sistemas, seja numa base estática (Dantsis *et al.*, 2010 e van Calker *et al.*, 2006) ou dinâmica (Nambiar *et al.*, 2001).

As tabelas 1, 2 e 3¹ resumem os procedimentos utilizados de diferentes autores, por ordem cronológica. A bibliografia foi selecionada de forma a oferecer diferentes motivações, escalas e metodologias. O objetivo desta secção será apresentar uma diversidade de abordagens no desenvolvimento de um indicador de sustentabilidade na agricultura.

O recurso a juízos de *experts* para selecionar e desenvolver indicadores é vulgarmente usado pela literatura por todo o mundo. Entende-se por *experts* o conjunto de pessoas selecionado com base no amplo conhecimento dos sistemas agrícolas a analisar (Roy e Chan, 2011), sendo selecionados pelos autores e podendo ser, por exemplo, investigadores universitários, prestadores de serviços públicos agrícolas e/ou pessoas dedicadas às ciências agrárias e ambientais (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010)². Verifica-se que a investigação participativa é uma tendência crescente nesta matéria, bem como a seleção de indicadores através de processos de ampliação de consenso entre numerosas partes interessadas e investigadores (van Calker *et al.*, 2006). Todos os métodos apresentados são constituídos por uma abordagem liderada por *experts* (*top-down*). No entanto, segundo Roy e Chan (2011), muitos outros

¹ As tabelas 1, 2 e 3 apresentam diferentes *surveys* considerando embora, os mesmos autores. As tabelas seguem a ordem (por colunas) normalmente adotada nos processos de construção de indicadores compostos. Para apresentação dos *surveys* foi considerada a ordem cronológica dos estudos.

² Em Sauvenier *et al.* (2006) “a validação dos potenciais indicadores foi levada a cabo por *experts* (cientistas, auxiliares públicos e representantes dos agricultores)” (pág. 8). Em Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez (2010) “a seleção dos indicadores base foi feita por um painel de 16 *experts* (sete investigadores universitários, cinco auxiliares públicos e quatro agentes da extensão agrícola)” (pág. 4).

estudos não baseados em avaliações de *experts* mostram-se igualmente precisos, assumindo que a falta de transparência ainda é notória e é um obstáculo vital do processo participativo. Além disso, não é possível assegurar que os indicadores escolhidos por *experts* sejam efetivamente relevantes e úteis para situações locais. Os autores van Calker *et al.* (2006) constataram ainda que a percepção de sustentabilidade de diversos grupos sociais envolvidos na agricultura varia significativamente.

Nambiat *et al.* (2001), com base na definição de sustentabilidade, desenvolveram um índice de sustentabilidade agrícola, selecionando indicadores de acordo com os critérios definidos. Rigby *et al.* (2001) focou apenas aspetos ambientais centrados nos padrões de uso de *inputs* e recorreu a avaliações de *experts*. Em Zhen *et al.* (2005), a disponibilidade de valores de referência – limites – foi um dos critérios fundamentais para a formação de indicadores. Outro estudo realizado por Zhen *et al.* (2006) na mesma área ("sustentabilidade dos agricultores – gestão da fertilidade do solo") foi baseado em características ecológicas. Sauvenier *et al.* (2006) desenvolveram uma ferramenta de avaliação com recurso a *experts* capaz de descrever os diferentes perfis de sustentabilidade das explorações, concluindo que os mesmos resultados podem ser alcançados através de caminhos diferentes. Os autores van Calker *et al.* (2006) desenvolveram uma função de sustentabilidade com base em percepções das partes interessadas e *experts* e afirmaram que esta pode ser usada com confiança razoável para determinar a sustentabilidade dos diferentes sistemas de cultivo. Sydorovych e Wossink (2008) aplicaram o método da análise conjunta para selecionar atributos económicos, sociais e ecológicos, e revelaram algumas diferenças significativas nas percepções de sustentabilidade por parte dos agricultores e cientistas. Zham *et al.* (2008) desenvolveram uma ferramenta de avaliação capaz de capturar diferentes perfis de sustentabilidade consoante o sistema de produção, afirmando que não existe apenas um único modelo de sustentabilidade das explorações, por isso, deve ser adaptado a aspetos específicos de cada uma. Dantsis *et al.* (2010) selecionaram indicadores com base nas avaliações dos autores e revisão da literatura selecionada (isto é, os indicadores foram selecionados a partir dos indicadores já existentes noutros estudos) e usaram valores de classificação e de ponderação para avaliar a sustentabilidade. Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez (2010) desenvolveram e aplicaram indicadores compostos para a avaliação da sustentabilidade em dois sistemas agrícolas. Com base na avaliação de *experts*,

selecionaram indicadores e agregaram-nos em índices de sustentabilidade. Os resultados da pesquisa mostraram as vantagens e desvantagens dos vários métodos utilizados na construção de indicadores compostos, que acrescentaram valor, sobretudo, do ponto de vista metodológico. Vecchione (2010) sugere um modelo para a geração do indicador que mensure a sustentabilidade recorrendo a uma abordagem *fuzzy-logic*³ e a um processo hierárquico na normalização e ponderação dos indicadores para o desenvolvimento do indicador composto.

Nas tabelas 1, 2 e 3, a maioria dos estudos avaliam a sustentabilidade numa escala regional/nacional, tendo precisamente estes estudos sido selecionados para irem de encontro ao nível espacial a avaliar nesta dissertação. Contudo, a literatura evidencia uma tendência crescente para trabalhar em escalas espaciais menores (exploração ou cultura) por assumir que a avaliação é mais credível em sistemas homogêneos, seja pela dificuldade de obtenção e subjetividade de valores de referência em escalas maiores ou pela possibilidade de adoção de indicadores mais específicos do local.

2.1. Métodos de seleção

Existem várias técnicas de seleção de indicadores como se pode observar na tabela 1. O método MCA (Vecchione, 2010) é um modelo de decisão que contém (1) um conjunto de alternativas (opções de decisão que são comparadas entre si) devidamente classificadas, (2) um conjunto de critérios que identificam os efeitos ou indicadores (tipicamente, em unidades de medida diferentes) e (3) um conjunto de medidas de desempenho (estas medidas constituem a avaliação da classificação para cada alternativa relativamente a um determinado critério), isto é, os valores atribuídos a cada efeito ou indicador para todas as opções de decisão⁴. O processo MAVT (Dantsis *et al.*, 2010) deriva do MCA, em que o procedimento descrito antes é idêntico, apenas acrescenta uma quarta etapa que consiste na construção de uma lista ordenada das diferentes opções de decisão em que a pontuação total é calculada para cada alternativa

³ *Fuzzy logic* consiste na admissão de valores lógicos intermédios entre falso (0) e verdadeiro (1) na avaliação. Isto é, permite a utilização de qualquer valor no intervalo [0,1], possibilitando estados indeterminados de forma a avaliar conceitos não quantificáveis (por exemplo: sustentabilidade baixa, média ou elevada).

⁴ Hajkowicz e Collins, 2007.

aplicando uma função de valor de todas as pontuações dos critérios. Esta baseia-se no pressuposto de que em cada decisão existe um problema real e o valor da função representa as preferências do decisor. Da mesma forma, a metodologia MAU (Sydorovych e Wossink, 2008), envolve a comparação direta entre vários cenários quantificando as preferências do indivíduo através de *trade-offs* numa escala [0,1] da pior para a melhor preferência. O resultado final é uma classificação ordenada das preferências. É intimamente relacionada com a anterior, com a vantagem de poder considerar a incerteza e representá-la diretamente no modelo, no entanto exige pressupostos mais fortes para assegurar a aditividade.

O método IDEA (Zham *et al.*, 2008) define objetivos que formam as três dimensões da sustentabilidade. Cada dimensão é dividida em componentes que, por sua vez, são divididos em indicadores. Cada indicador vai avaliar um ou mais dos objetivos definidos anteriormente. Por último, o método SAFE (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010 e Sauvenier *et al.*, 2006) suporta um quadro hierárquico, composto por princípios, critérios, indicadores e valores de referência de uma forma estruturada. Por se tratar do método utilizado no presente estudo, existem duas referências relativas a este que figuram na tabela 1. A sua explicação mais detalhada será apresentada na secção seguinte⁵.

Nas diferentes definições de sustentabilidade agrícola é transversal a incorporação de três dimensões no conceito – económica, social e ambiental. Os estudos apresentados na tabela 2 (à exceção de Rigby *et al.*, 2001) têm em conta estas diferentes dimensões na seleção de indicadores e atribuem, geralmente, ponderações equitativas entre elas (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010, Sauvenier *et al.*, 2006, Dantsis *et al.*, 2010, Zham *et al.*, 2008). Sydorovych e Wossink (2008) e van Calker *et al.* (2006) dividem ainda, a dimensão social em interna e externa. A primeira relaciona-se com a segurança da exploração, condições de trabalho e a perspetiva de continuidade, a segunda foca-se nas preocupações da sociedade sobre o impacto da produção agrícola na saúde humana e bem-estar animal.

A tabela 2 completa o *survey* da tabela 1, apresentado os indicadores individuais de sustentabilidade agrícola aplicados pelos investigadores selecionados para este trabalho.

⁵ Outros métodos de seleção não foram focados por se considerar que não são relevantes para o estudo.

Tabela 1 – Survey sobre avaliação da sustentabilidade na agricultura - métodos de seleção de indicadores

Autor	Motivo para a aplicação do Indicador	Amostra	Escala	Método de seleção
Nambiar <i>et al.</i> (2001)	Comparar a sustentabilidade relativa de diferentes agroecossistemas ao longo do tempo.	China (ano 1990 e 1999)	Região	ASI (<i>Agricultural Sustainability Index</i>) - Avaliação do autor
Rigby <i>et al.</i> , (2001)	Sustentabilidade das práticas agrícolas.	Inglaterra - 237 produtores hortícolas, 80 em modo de produção orgânico e 157 em modo de produção convencional	Exploração	ISAP (<i>Indicator of Sustainable Agricultural Practice</i>) - Apreciação de <i>experts</i>
Zhen <i>et al.</i> (2005)	Fornecer informações sobre as práticas agrícolas locais e recomendar estratégias para a produção economicamente viável e orientada para a conservação.	China - Ningjin County (Província Shandong) 270 agricultores.	Região	FGD (<i>Focus Group Discussion</i>) - Avaliação do autor, <i>experts</i> locais e agricultores
Sauvenier <i>et al.</i> (2006)	Identificar como se comporta a sustentabilidade dos sistemas agrícolas na Bélgica. Identificar, desenvolver e promover sistemas e técnicas agrícolas locais mais adequadas. Desenvolver medidas que conduzam a uma agricultura mais sustentável a nível local/regional.	Bélgica - 4 explorações (Ardenne 1, Campine 1, Loam Belt 2)	Região	SAFE (<i>Sustainability Assessment of Farming and Environment Framework</i>) - Revisão de literatura e parecer de <i>experts</i>
van Calster <i>et al.</i> (2006)	Determinar uma função global de sustentabilidade para explorações leiteiras holandesas. Aplicar a função desenvolvida a diferentes sistemas de produção de leite na Holanda, de forma a classificá-los de acordo com o nível de sustentabilidade.	Holanda (4 unidades de produção de leite)	Nacional	MAU (<i>Multiattribute Utility</i>) - Parecer de <i>experts</i> e partes interessadas
Zhen <i>et al.</i> (2006)	Identificar as consequências das práticas de gestão da terra sobre a sustentabilidade do seu uso.	China - Ningjin County (Província Shandong)	Região	Avaliação de investigadores e agricultores
Sydorovych e Wossink (2008)	Identificar os atributos mais relevantes na sustentabilidade. Criar uma ferramenta de avaliação aplicável a qualquer tipo de produção agrícola relacionada com a terra.	EUA - 120 questionários respondidos por investigadores, agricultores e outras partes interessadas.	Região	MAU (<i>Multiattribute Utility</i>) - Parecer de <i>experts</i>
Zham <i>et al.</i> (2008)	Contribuir para a implementação do sistema de aconselhamento obrigatório - artigo 13 da Política Agrícola Comum Regulamento n.º 1872/2003. Servir como ferramenta de autoavaliação para agricultores e decisores políticos.	França - 65 explorações (de 2000 a 2007)	Exploração	IDEA (<i>Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles</i>) - Parecer de <i>experts</i>
Dantsis <i>et al.</i> (2010)	Avaliar e comparar os sistemas de produção de plantas agrícolas.	Grécia - 2 regiões (Epirus e W. Macedonia)	Região	MAVT (<i>Multiattribute Value Theory</i>) - Parecer de <i>experts</i>
Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez (2010)	Servir como elemento de suporte para a decisão política do setor (políticas de rendimentos, de estrutura agrícola e de desenvolvimento rural).	Espanha - 336 explorações de Castilla y León; 243 explorações do Vale do Rio Douro	Exploração	SAFE - Parecer de <i>experts</i>
Vecchione, (2010)	Avaliar impacto das políticas rurais da EU.	Itália - 8 vilas da região Alta Val d'Agri para os anos 1971 e 2001	Região	MCA (<i>Multi-Criteria Analysis</i>)

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 2 – Survey sobre avaliação da sustentabilidade na agricultura - levantamento dos indicadores individuais utilizados

Indicadores			
Autor	Económicos	Sociais	Ambientais
Nambiar <i>et al.</i> (2001)	<ul style="list-style-type: none"> -Rendimento; -Rendimento por unidade de trabalho; -Output líquido real por unidade de terra 	<ul style="list-style-type: none"> -Nível de cultura 	<ul style="list-style-type: none"> -Número de variedades de gado e organismos; -Balanço de nutrientes; -Eficiência no uso de fertilizantes e de água irrigada; -Balanço energético; -Qualidade do solo (teor salino e de argila, erosão, profundidade, capacidade de água disponível, matéria orgânica, ph e permeabilidade)
Rigby <i>et al.</i> , (2001)			<ul style="list-style-type: none"> -Abastecimento de sementes (própria, convencional, orgânica); -Fertilidade do Solo (fertilizantes sintéticos, naturais, orgânicos, compostos); -Controlo de pragas (pesticidas naturais, sintéticos); -Gestão da Cultura (variedades resistentes, rotação de culturas); -Controlo de erva daninha (herbicidas, controlo composto)
Zhen <i>et al.</i> (2005)	<ul style="list-style-type: none"> -Produtividade das culturas; -Produção de alimentos <i>per capita</i>; -Receita líquida agrícola; -Rácio custo-benefício 	<ul style="list-style-type: none"> -Segurança Alimentar; -Eficácia dos serviços de extensão 	<ul style="list-style-type: none"> -Profundidade do lençol de águas subterrâneas; -Uso eficiente da água; -Qualidade do solo (ph, matéria orgânica, Azoto, Potássio, Fósforo); -NO3 na água subterrânea
Sauvenier <i>et al.</i> (2006)	<ul style="list-style-type: none"> -Rendimento familiar; - Percentagem da renda agrícola líquida real face aos subsídios; -Capital próprio/capital total; -Produtividades dos <i>inputs</i>; -Valor acrescentado por unidade de trabalho; -<i>Output/input</i>; -Diversidade das fontes de rendimento agrícolas; -Anos de experiência profissional; -Existência de nova geração disposta a assumir a exploração; -Índice de adaptabilidade 	<ul style="list-style-type: none"> -Consumo/produção; -Diversidade dos principais tipos de alimentos; -Horas de trabalho por ano na exploração; -Cursos extra; -Equidade entre homens e mulheres; -Distância aos serviços administrativos; -Adesão a organizações não agrícolas; -Sentimentos de dependência de subsídios e contratos; -Amenidades; -Ruído; -Bem-estar dos animais; -Proporção dos 20 % de maior rendimento face aos 20 % de menor rendimento 	<ul style="list-style-type: none"> -Produtividade de biomassa primária líquida; -Emissão de GEE; -Padrão de uso da terra; -Risco de erosão hídrica; -Balanço de Azoto, Potássio e Fósforo; -Balanço de carbono no solo; -Balanço de água de superfície; -Stress hídrico; -Nível do lençol freático; -Risco de escoamento de pesticida; -Resíduos de pesticidas; -Cobertura vegetal durante o período de lixiviação de nitrato; -Boas práticas agrícolas; -Índice de cobertura do solo; -Saída direta de energia; -Entrada direta de energia; -Nº de espécies animais; -Atividade biológica do solo; -Saturação das espécies da flora selvagem; -Área agrícola sob contrato de agricultura biológica; -Densidade de elementos paisagísticos lineares
van Calker <i>et al.</i> (2006)	<ul style="list-style-type: none"> -Rentabilidade 	<ul style="list-style-type: none"> -Condições de trabalho; -Segurança alimentar; -Bem-estar e Saúde animal; -Qualidade da paisagem 	<ul style="list-style-type: none"> -Eutrofização; -Poluição da água subterrânea; -Desidratação do solo; -Aquecimento global; -Acidificação; -Ecotoxicidade

Zhen <i>et al.</i> (2006)	<ul style="list-style-type: none"> -Área de cultivo; -Mão-de-obra; -Frequência de irrigação; -Quantidade de água subterrânea, azoto, potássio e fósforo utilizado; -Pesticidas; -Renda agrícola 	<ul style="list-style-type: none"> - Idade e nível de escolaridade 	<ul style="list-style-type: none"> -Estado da fertilidade do solo, incluindo o pH do solo, azoto, potássio, fósforo e o teor de matéria orgânica
Sydorovych e Wossink (2008)	<ul style="list-style-type: none"> -Lucro; -Estabilidade de renda; -Dependência na compra de <i>inputs</i>; -Dependência de subsídios; -Suficiente fluxo de caixa; -Regulação governamental 	<ul style="list-style-type: none"> A nível interno: <ul style="list-style-type: none"> -Stress físico e mental; Riscos de saúde; -Continuidade familiar da atividade. A nível externo: <ul style="list-style-type: none"> -Segurança dos produtos para consumo; -Sabor, qualidade e nutrição dos produtos; -Impacto na economia local; -Padrões de cuidado animal; -Uso/partilha de informação dos agricultores; -Atividades recreativas públicas 	<ul style="list-style-type: none"> -Qualidade do Solo; -Qualidade da água (à superfície e subterrânea); -Biodiversidade agrícola e natural; -Eficiência do uso de recursos naturais; -Descarte de resíduos sólidos; -Qualidade do ar; -Emissões de GEE
Zham <i>et al.</i> (2008)	<ul style="list-style-type: none"> -Renda disponível por trabalhador em comparação com o salário mínimo nacional legal; -Taxa de especialização económica; -Autonomia financeira; -Dependência de subsídios diretos a partir da política agrícola comum e impacto económico indireto das quotas de leite e açúcar; -Diferença entre o total de ativos e o valor das terras por unidade de trabalho não remunerada; -Proporção das despesas operacionais no valor total da produção 	<ul style="list-style-type: none"> -Qualidade dos alimentos produzidos; -Aperfeiçoamento dos edifícios e património paisagístico; -Tratamento de resíduos não-orgânicos; -Acessibilidade do espaço; -Envolvimento social; -Comércio; -Serviços e atividades; -Contribuição para o emprego; -Trabalho coletivo; -Contribuição para o equilíbrio mundial de alimentos; -Formação; -Intensidade do trabalho; -Qualidade de vida; -Isolamento; -Higiene e segurança 	<ul style="list-style-type: none"> -Diversidade de culturas, vegetação e animal; -Valorização e conservação do património genético; -Padrões de cultivo; -Dimensão dos campos; -Gestão da matéria orgânica; -Zonas ecológicas; -Medidas de proteção do património natural; -Taxa de lotação; -Gestão da área de forragens; -Fertilização; -Verificação de efluentes; -Agrotóxicos e produtos veterinários; -Bem-estar animal; -Proteção dos recursos do solo; -Proteção dos recursos hídricos; -Dependência energética
Dantsis <i>et al.</i> (2010)	<ul style="list-style-type: none"> -Valor bruto agrícola; -Margem bruta agrícola; -Diversidade de culturas; -Dimensão das explorações; -Nº de parcelas por exploração; -Máquinas agrícolas 	<ul style="list-style-type: none"> -Idade; -Nível de educação; -Pluriatividade; -Dimensão da família; -Emprego agrícola 	<ul style="list-style-type: none"> -Uso de fertilizantes e pesticidas; -Consumo de água irrigada; -Gestão da exploração (práticas agro ecológicas, operação de maquinaria agrícola); -Tipo de sistema agrícola
Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez (2010)	<ul style="list-style-type: none"> -Rendimento dos produtores agrícolas; -Contribuição da agricultura para o PIB; -Área agrícola coberta por seguro 	<ul style="list-style-type: none"> -Emprego agrícola; -Estabilidade da força de trabalho; -Risco de abandono da atividade agrícola; -Dependência da atividade agrícola 	<ul style="list-style-type: none"> -Especialização; -Área por tipo de cultura; -Cobertura do solo; -Balanço de azoto; -Balanço de fósforo; -Risco de pesticidas; -Uso de água de irrigação; -Balanço energético; -Áreas sob subsídios agroambientais
Vecchione, (2010)	<ul style="list-style-type: none"> -Produtividade da mão-de-obra; -Produtividade da terra; -Fragmentação das explorações; -Diversificação das atividades; -Valor Acrescentado; -Mecanização. 	<ul style="list-style-type: none"> -Emprego agrícola; -Idade; -Educação; -Género; -População residente 	<ul style="list-style-type: none"> -Proporção de terras aráveis, de terra com culturas permanentes, com madeira e de outras áreas; -Índice de Shannon (biodiversidade)

Fonte: Elaboração própria.

2.2. Construção do indicador⁶

1) Valores de referência

Um indicador não fornece informação acerca do sistema sem recorrer à comparação com valores de referência (Roy e Chan, 2011). Este deve servir para comparar o estado real do sistema com a referência de sustentabilidade a atingir (avaliação de sustentabilidade) ou com o estado do mesmo sistema no passado (monitorização da sustentabilidade). Os valores de referência orientam os usuários no processo de melhoria contínua rumo à sustentabilidade (van Cauwenbergh *et al.*, 2007). Contudo, é assumido pela literatura a insuficiência e a dificuldade de obtenção de valores de referência. Se os valores de referência (por exemplo, normas) não estão disponíveis, os indicadores terão de ser avaliados numa escala relativa, por exemplo, baseada na análise de séries temporais, sendo necessários dados que, por vezes, são escassos. Os valores de referência dividem-se, então, em dois grupos, os absolutos e os relativos. Os valores de referência absolutos incluem os valores de referência científica e legal. Os valores científicos são os apresentados por cientistas com base no conhecimento *state-of-the-art* em combinação com princípios de precaução. Os valores legais são também chamados de normas e o seu cumprimento é obrigatório. São tipicamente o resultado da negociação, por exemplo, entre os decisores políticos, representantes dos agricultores, organismos consultivos e cientistas (van Cauwenbergh *et al.*, 2007 e Sauvenier *et al.*, 2006). Os valores absolutos de referência também podem ser divididos em valores-alvo e limites. Os valores-alvo identificam as condições desejáveis enquanto os valores limite podem ser expressos como níveis ou intervalos mínimos e máximos de valores aceitáveis, que não devem ser ultrapassados, tendo em conta o princípio de precaução. Estes são utilizados em Zhen *et al.* (2005) e (2006). Na maioria dos casos, devido à lacuna de informação, utilizam-se valores relativos. Aqui, as referências podem assumir o valor das médias regionais ou setoriais (ao nível do espaço), como em Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez (2010), ou podem ser definidas de forma a avaliar uma tendência desejável (nível temporal), como em Vecchione (2010). Sauvenier *et al.* (2006) usam ambos os tipos de referências, absolutas e

⁶ Alguns dos aspetos referidos neste capítulo fazem parte dos elementos do *survey* elencados na tabela 3.

relativas. Os valores de referência também podem manifestar-se como a iteração entre cientistas, decisores políticos, agentes locais e comunidades, ou seja, uma negociação entre as partes interessadas (van Calker *et al.*, 2006). Apesar da utilidade dos valores de referência, para alguns indicadores, por exemplo indicadores económicos e sociais, não faz sentido definir referências absolutas a nível espacial; nesses casos recorre-se a médias para escalas maiores (média regional) ou a uma avaliação sectorial relativa. Para outros indicadores, a comparação ao nível da tendência é o mais desejável (por exemplo, diversidade de espécies).

As opiniões divergem entre os autores que argumentam a necessidade de estabelecer limites dada a elevada propensão dos sistemas ecológicos a inverterem o seu estado (Moxey, 1998 *in* Roy e Chan, 2011) e os que rejeitam essa hipótese de existência de limites, argumentando que a avaliação depende das relações biológicas e físicas do caso em estudo que não se podem dissociar das considerações económicas (Glenn e Pannell, 1998 *in* Rigby *et al.*, 2001).

2) Ponderação e Agregação

Na construção do indicador composto verifica-se uma grande diversidade de métodos de ponderação dos indicadores base (ver tabela 3). A forma mais simples considera uma ponderação equitativa entre todos os indicadores, sob o argumento de que todos assumem igual importância no alcance do objetivo final, a sustentabilidade (Sauvenier *et al.*, 2006).

As técnicas de ponderação podem distinguir-se em normativas ou positivas (OCDE-JRC, 2008), isto é, existem as técnicas de ponderação que recorrem a opiniões de terceiros (*experts*, agricultores e/ou outras partes interessadas) – técnicas normativas, e as que anulam a subjetividade dos juízos de valor recorrendo a processos estatísticos – técnicas positivas (OCDE-JRC, 2008). As primeiras, técnicas normativas, pretendem captar a importância de cada dimensão e/ou indicador individual para a sociedade, são técnicas participativas (exógenas) uma vez que a atribuição de ponderadores, não depende dos dados iniciais, mas das preferências sociais (inquéritos) e/ou das recomendações e orientações do conjunto selecionado de partes interessadas, cientistas e/ou *experts*. Estas técnicas são portanto, baseadas em juízos de valor (são por exemplo: BAP (*Budget Allocation Process*), AHP (*Analytic Hierarchy Process*), CA (*Conjoint*

Analysis)). As positivas permitem a obtenção de ponderadores de forma endógena, mediante procedimentos estatísticos que pretendem refletir a realidade a ser avaliada (são por exemplo: DEA (*Data Envelopment Analysis*), BOD (*Benefit of the Doubt Approach*), UCM (*Unobserved Components Model*), PCA (*Principal Components Analysis*)). Estas últimas, evitam as críticas referentes à subjetividade e arbitrariedade dos métodos de ponderação normativos. Os ponderadores e, logo, os resultados, não dependerão da importância das diferentes dimensões da sustentabilidade para a sociedade.

Relativamente às técnicas normativas destaca-se o método da atribuição de pontos aos indicadores base (Rigby *et al.*, 2001, Sauvenier *et al.*, 2006, Zham *et al.*, 2008, Sydorovych e Wossink, 2008, van Calker *et al.*, 2006). No método SMART (Dantsis *et al.*, 2010) é solicitado aos intervenientes identificar o critério menos importante e é-lhe atribuída uma pontuação. Posteriormente avalia os restantes critérios relativamente ao menos importante, distribuindo pontos, não havendo limite superior (Riabacke *et al.*, 2012). O método AHP consiste na decomposição do problema numa estrutura hierárquica de subproblemas, depois comparam-se os seus elementos com base nos juízos de valor convertendo-os em valores numéricos/prioridades de acordo com a sua importância relativa (Vecchione, 2010 e Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010). Nas técnicas positivas encontramos a análise de regressões, tal como o recurso ao vetor de parâmetros estimados da função utilidade para ponderar os indicadores base (Sydorovych e Wossink, 2008 e Dantsis *et al.*, 2010) e a análise dos componentes principais - *principal components analysis* (PCA) (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010) que será aprofundada no capítulo 3.

Relativamente à agregação existe, também, uma grande variedade de possibilidades. As escolhas feitas durante esta operação são cruciais porque expressam uma atitude para com o desenvolvimento sustentável. É preciso ter em conta a possibilidade de substituição entre os diferentes indicadores ou dimensões da sustentabilidade, dependendo, esta condição, do conceito de sustentabilidade considerado – sustentabilidade fraca ou forte. A soma ponderada permite total compensação entre indicadores (Rigby *et al.*, 2001, Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010, Dantsis *et al.*, 2010, Sydorovych e Wossink, 2008). Os métodos multiplicativos e geométricos (produto de indicadores ponderados, média ponderada

ordenada) permitem a compensação parcial (Vecchione, 2010, Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010 e Nambiar *et al.*, 2001). A agregação através de uma função multicritério baseada na distância ao ponto ideal pode assumir vários graus de compensação, dependendo do fator de compensação que se situa no intervalo [0,1] (desde 0 para nenhuma compensação até 1 para total compensação) (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010). Nos estudos que percorrem várias etapas até alcançar o indicador geral, várias atitudes podem ser adotadas: conservadora (escolha do valor mais baixo dentro de um grupo de elementos – indicadores, critérios, princípios – para representar o valor agregado) (Zham *et al.*, 2008); liberal (escolha do valor mais alto); ou é encontrado um compromisso entre ambas as atitudes (média dos valores no grupo de elementos determina o valor agregado) (Sauvenier *et al.*, 2006).

3) Validação

Apesar do interesse no desenvolvimento e utilização de indicadores demonstrado na literatura, menos esforço tem sido revelado na validação dos mesmos. A validação define-se como a quantificação da adequação dos indicadores num processo de avaliação (Roy e Chan, 2011), ou seja, é a verificação da solidez científica e a capacidade do indicador de cumprir os objetivos para os quais foi criado - determinar se adquire valor de uso para a tomada de decisão (Zham *et al.*, 2008). Um número considerável de investigadores não procede à validação dos indicadores na avaliação da sustentabilidade, por exemplo Nambiar *et al.* (2001). O procedimento de validação mais popular nos métodos de avaliação mais recentes prende-se com a ‘apreciação de *experts*’, é o caso de Vecchione (2010), Sauvenier *et al.* (2006), Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez (2010) e Zham *et al.* (2008).

Em Zham *et al.* (2008), a par da apreciação de *experts*, os resultados dos indicadores foram comparados com os de outros na literatura. Mas outros autores tentaram a validação através de alterações na metodologia. Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez (2010) calcularam, para a mesma amostra, vários índices de sustentabilidade através de diferentes formas de ponderação e agregação, concluindo que são significativamente correlacionados. Contudo ressaltam que este procedimento não é suficiente para provar a veracidade/utilidade dos estimadores de sustentabilidade agrícola. Sydorovych e Wossink (2008) para avaliarem o desempenho, compararam o

método utilizado para determinar ponderações (escolha entre perfis de sustentabilidade) com outro método, o da atribuição de pontos aos diferentes atributos propostos, obtendo resultados similares. Dantsis *et al.* (2010), após a seleção de indicadores base, levaram a cabo “um questionário piloto para avaliar a viabilidade dos mesmos, o que resultou na exclusão/substituição de alguns” (pág. 257), isto é, asseguraram que o conjunto selecionado de indicadores base era “significante em termos de avaliação da sustentabilidade, relevante para a descrição de atividade agrícola, mensurável, baseado em informação de fácil obtenção, reproduzível e compreensível para pessoas sem conhecimento específico” (pág. 257).

Tabela 3 - Survey sobre a avaliação da sustentabilidade na agricultura – construção do indicador composto

Autor	Valores de Referência	Metodologia – Normalização, Ponderação e Agregação	Validação	Principais Resultados/Conclusões
Nambiar <i>et al.</i> (2001)	Recurso a valores limite especificados para o local	Classificação de cada indicador [0;100]. Classificação de cada categoria. Multiplicação das classificações de cada categoria para obter o indicador geral.	Não validado	O rácio ASII1990/1999 sugere uma queda na sustentabilidade agrícola, o que indica que o ecossistema tem perdido produtividade e tem-se degradado.
Rigby <i>et al.</i> (2001)	Sistema de pontuação - atribuído por <i>experts</i>	Recurso a <i>experts</i> para ponderação das práticas agrícolas através da atribuição de pontos (<i>scoring</i>). Construção de diagramas de rede para análise.	Apreciação de <i>experts</i>	As produções hortícolas orgânicas tendem a conseguir resultados mais favoráveis.
Zhen <i>et al.</i> (2005)	Comparação em relação a pontos críticos	Classificação em cinco níveis (desde “muito má” até “muito boa”) dos resultados dos indicadores, de acordo com os intervalos de referência definidos. Estes são analisados individualmente. Análise comparativa dos agricultores que seguem e os que não seguem as recomendações relativas ao uso de <i>inputs</i> .	Avaliação do autor, <i>experts</i> locais e agricultores	Todos os sistemas de cultivo na área de estudo são economicamente viáveis. No entanto, essas conquistas foram feitas com custos para o meio ambiente (degradação dos recursos naturais e riscos para a saúde humana). A análise de sensibilidade mostra que a produção de culturas reage com sensibilidade a variações de preços (de <i>outputs</i> e <i>inputs</i>) o que implica uma situação de produção instável no longo prazo. Os agricultores que seguem as recomendações relativas ao uso de <i>inputs</i> apresentam melhores resultados exceto no rendimento.
Sauvenier <i>et al.</i> (2006)	Absolutos (legais, científicos) e relativos (médias regionais)	Normalização: função de normalização [0,1]. Agregação: média ponderada (ponderação equivalente para cada dimensão e dentro desta para cada indicador base). Representação gráfica em rede.	Apreciação de <i>experts</i>	As explorações apresentaram resultados próximos ao nível do indicador embora possuam perfis muito diferentes entre si para os resultados ao nível de cada dimensão. Estes resultados indicam que níveis de sustentabilidade equivalentes podem ser alcançados através de caminhos diferentes.
van Calker <i>et al.</i> (2006)	Apreciação de grupos de partes interessadas e <i>experts</i>	Determinação de funções utilidade para os atributos. Avaliação das ponderações dos atributos para determinar as funções utilidade por aspeto. Avaliação das ponderações dos aspetos para determinar a função de sustentabilidade por grupos de partes interessadas. Determinação da função de sustentabilidade global para a sociedade pela agregação de preferências através da otimização do consenso.	Apreciação de grupos de partes interessadas e <i>experts</i>	As partes interessadas economicamente dependentes (produtores e produtores industriais) veem a sustentabilidade económica como a mais importante. Comparativamente, os decisores políticos tendem a atribuir ponderações equitativas entre os diferentes aspetos. No geral, é atribuída maior importância a aspetos com impacto local (ex. eutrofização) do que ao aspetos externos (ex. aquecimento global). A solução geral de máxima concordância só é apropriada dentro de um grupo homogêneo de partes interessadas.
Zhen <i>et al.</i> (2006)	Limites legais em vigor e recurso a estudos efetuados na área	Atribuição de qualificações às amostras de terra conforme os intervalos/valores de referência definidos para cada atributo. Recurso a uma análise de regressão múltipla para determinar os fatores que afetam os rendimentos.	Apreciação de investigadores e agricultores	O uso de fertilizantes é desequilibrado. A água de irrigação e a mão-de-obra são os principais fatores na determinação do rendimento agrícola. O excesso de adubação causou impactos negativos na qualidade da água subterrânea e na contaminação de vegetais, prática que não levou ao aumento dos rendimentos como era expectável.

Sydorovych e Wossink (2008)	Comparação com a classificação adicional alcançada através do método de atribuição de pontos por <i>experts</i>	Construção de uma função utilidade - CA (<i>Conjoint Analysis</i>) - recurso a investigadores e partes interessadas para definir <i>trade-offs</i> entre diferentes perfis da sustentabilidade. Ponderação: parâmetros resultados da estimação de um modelo <i>logit</i> . Agregação: soma ponderada das utilidades.	Apreciação de <i>experts</i>	A construção de uma ferramenta de avaliação através da escolha de perfis é menos enviesada do que através da atribuição de pontos. Os atributos mais relevantes para a sustentabilidade agrícola são: lucro, segurança do trabalho, segurança dos alimentos e qualidade da água.
Zham <i>et al.</i> (2008)	Atribuição de pontuação [0,100], com limite superior para cada componente	Definição de 3 escalas/dimensões, 10 componentes e 41 indicadores. Atribuição de pontos a cada indicador (respeitando o limite máximo estabelecido de pontos). Agregação: somatório dos pontos.	Comparação e avaliação de <i>experts</i>	Os resultados (pontuações) são altamente variáveis dentro da amostra.
Dantsis <i>et al.</i> (2010)	Ordem relativa de classificação – <i>ranking</i>	Construção de uma árvore dividida em três pilares (social, económico e ambiental) cujo objetivo principal é atingir a sustentabilidade (topo) e que sumaria de uma forma hierárquica desde os critérios/atributos até aos indicadores. Recurso ao <i>software</i> web-HIPRE para construção da árvore. Métodos de ponderação: direta, SMART, funções de valor. Agregação: soma ponderada	Questionário piloto	Epirus apresentou melhores resultados que W. Macedónia. A diferença deve-se principalmente aos aspetos económicos e sociais. O conhecimento adquirido serve como uma abordagem para o planeamento do desenvolvimento regional.
Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez (2010)	Função linear, a variar no intervalo [0,1]; Valores mínimos e máximos	Normalização: Min-Max. Ponderação (dois métodos): AHP (<i>Analytic Hierarchy Process</i>) e PCA (<i>Principal Components Analysis</i>). Agregação: soma ponderada, produto ponderado, funções multicritério	Apreciação de <i>experts</i>	Para o suporte à formulação de políticas, verifica-se que as explorações mais sustentáveis são de grande dimensão, são geridas por agricultores profissionais, pessoas mais jovens, membros de cooperativas e possuem qualificações em agricultura. Identificou-se que os subsídios atribuídos não estão correlacionados com a sustentabilidade das práticas agrícolas.
Vecchione, (2010)	Limites relativos	Normalização dos indicadores para o intervalo [0,1] - <i>fuzzy logic</i> - distância ao ponto ideal. Ponderação através do AHP (<i>Analytic Hierarchy Process</i>). Agregação: OWA (<i>Ordered Weighted Average</i>). GIS (<i>Geographical Information System</i>).	Apreciação de académicos e <i>experts</i> locais	Tendo em conta os objetivos das políticas da EU, a evolução foi positiva.

Fonte: Elaboração própria.

3. Desenvolvimento do indicador

3.1. Prós e contras da utilização de indicadores compostos

Um indicador é uma medida quantitativa ou qualitativa de uma série de factos observados que acusam posições relativas (por exemplo, de países) numa determinada área. Ao nível da análise política, são úteis para identificar tendências e chamar a atenção para problemas particulares, para estabelecer prioridades, para identificar *benchmarkings* ou para monitorar *performances* (OCDE – JRC, 2008). Um indicador composto é a compilação de indicadores individuais com base num determinado modelo. Estes devem medir conceitos multidimensionais que não conseguem ser capturados através de um indicador simples.

“Indicadores compostos são muito parecidos com os modelos matemáticos ou computacionais” (OCDE-JRC, 2008 pág. 14). Assim, a sua construção depende substancialmente das opções do modelador. As opiniões dividem-se na literatura entre os que afirmam que esta forma de estatística resumida é capaz de captar a realidade, logo torna-se uma ferramenta útil para a sociedade, e os que ficam pela obtenção do grupo de indicadores base, justificando a arbitrariedade dos processos de ponderação de variáveis (Saisana e Tarantola, 2002).

Na tabela 4 estão apresentados de forma sintetizada os prós e contras da utilização de indicadores compostos como suporte de informação. Em resumo, a maioria das desvantagens encontradas podem ser resolvidas ou minimizadas através do aperfeiçoamento da precisão e transparência na seleção de indicadores, contudo, o problema da subjetividade nos métodos de agregar e ponderar permanece polémico.

Tabela 4 – Prós e contras da utilização de indicadores compostos

Prós	Contras
Sumariza realidades multidimensionais e complexas com o objetivo de apoiar decisores	Pode enviar mensagens políticas enviesadas se não for devidamente construído ou interpretado
É de fácil interpretação	Pode levar a conclusões políticas simplistas
Reduz o tamanho visível de um conjunto de indicadores sem eliminar a informação base	Pode ser manipulado e mal utilizado, por exemplo, para apoiar uma política desejada, se o processo de construção não for transparente e/ou houver falhas na coerência estatística e na conceptualização de princípios
Torna possível incluir mais informação sem alterar o tamanho visível	
Facilita a comunicação com o público em geral (ou seja, com os cidadãos, media, etc.) e promove a prestação de contas	A seleção dos indicadores e pesos pode ser objeto de disputa política
Ajuda a construir/sustentar narrativas para leigos e audiências letradas	Pode disfarçar falhas graves em algumas dimensões e aumentar a dificuldade de identificar a ação corretiva apropriada se o processo de construção não for transparente
Permite aos utilizadores comparar as dimensões complexas de forma eficaz	
É capaz de avaliar o progresso de sistemas, regiões e países ao longo do tempo	Pode levar a políticas inadequadas se as dimensões do desempenho forem ignoradas

Fonte: Baseado em Saisana e Tarantola (2002).

3.2 Desenvolvimento de um *framework* teórico

O desenvolvimento do *framework* é o ponto de partida, isto é, a estrutura teórica em que assenta a seleção e combinação das variáveis que farão parte do indicador composto. Sob o princípio de adequação ao propósito (*fitness-for-purpose principle*) (OCDE-JRC, 2008), o *framework* deve ser desenvolvido de forma a assegurar que os indicadores selecionados e a sua transformação num indicador composto servem o objetivo final de avaliação. Ou seja, o *framework* é necessário para a compreensão e definição clara do fenómeno a ser avaliado bem como os seus subcomponentes, dimensões, indicadores e importâncias relativas.

O seu desenvolvimento obriga (1) a definir o conceito (sustentabilidade na agricultura), (2) a determinar os subgrupos (uma vez que se trata de conceitos multidimensionais, podem ser divididos em subgrupos que não precisam de ser estatisticamente independentes e as ligações existentes devem ser descritas teórica ou empiricamente) e selecionar critérios (a seleção de critérios deve operar como um guia

para determinar quando um indicador deve ser incluído ou não no indicador global, que por sua vez, deve ser preciso e descrever o fenómeno a ser medido).

Foi desenvolvida uma variedade de ferramentas de avaliação de sustentabilidade dos sistemas de produção agrícolas, tais como *Life Cycle Assessment* (LCA), *Cost Benefit Analysis* (CBA), *Environmental Impact Assessment* (EIA), *Sustainability Standards with Principles, Criteria and Indicators* (PC&I) (van Cauwenbergh *et al.*, 2007). Estes métodos podem usar os mesmos indicadores, contudo o procedimento e a área de aplicação diferem.

O método PC&I destaca-se por ser o mais universal e versátil, pode ser usado para uma grande variedade de aplicações, desde a eco-certificação a um nível de gestão unitário até uma ferramenta de avaliação genérica para questões específicas de sustentabilidade. Trata-se de um consistente e compreensivo quadro de princípios, critérios e indicadores (PC&I) que, quando usado para avaliar a sustentabilidade nos sistemas agrícolas, é vulgarmente conhecido como SAFE 'Avaliação da Sustentabilidade da Agricultura e do Ambiente - *Sustainability Assessment of Farming and the Environment*' (van Cauwenbergh *et al.*, 2007).

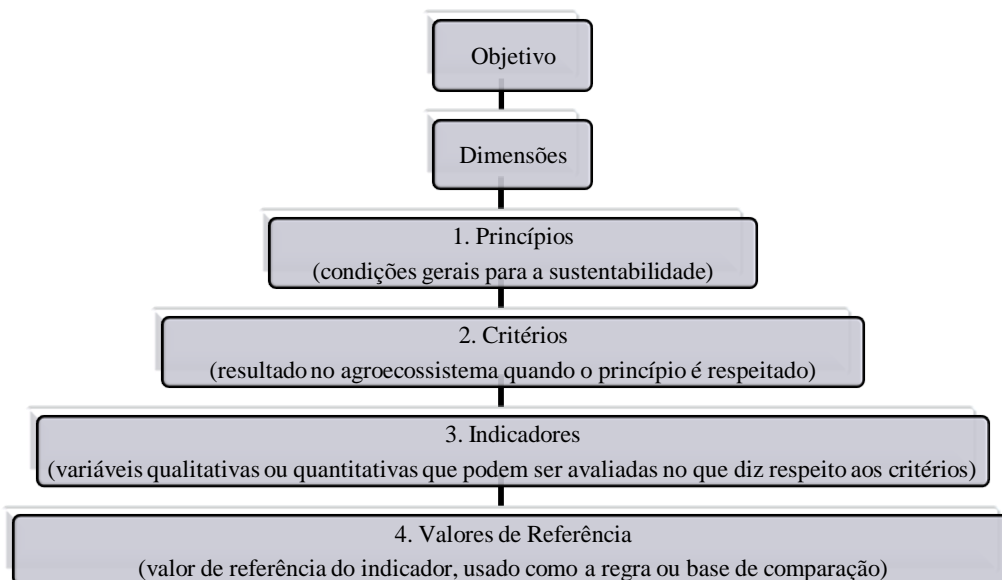
O quadro SAFE caracteriza-se por constituir (1) uma avaliação holística da sustentabilidade, uma vez que as três componentes da sustentabilidade são consideradas: económica, social e ambiental, (2) uma abordagem consistente através da construção de uma espinha dorsal para a definição de princípios, critérios e seleção de indicadores e (3) uma metodologia genérica. Os princípios e critérios definidos no SAFE têm valor universal, embora o conjunto de indicadores selecionados seja específico do contexto agrícola. Assim, este método desenvolvido para a construção da ferramenta - indicador composto, pode ser transferido para avaliar a sustentabilidade noutros contextos geográficos e sectoriais. Trata-se de (4) uma ferramenta fácil de interpretar e de usar, graças ao processo de integração dos indicadores e à expressão gráfica dos resultados (Sauvenier *et al.*, 2006).

Os limites do sistema SAFE são definidos em função do ciclo de vida do produto, e têm uma configuração espacial e uma componente temporal. Em relação ao ciclo de vida do produto, o quadro é restrito às atividades na exploração. Isto significa que os impactos causados pelas atividades exteriores, como o transporte, a transformação e o embalamento de alimentos não são contabilizados. Para a

configuração espacial existe uma componente horizontal e uma vertical. A componente vertical está limitada à biosfera e à geosfera. A componente horizontal depende da escala de aplicação. O SAFE foi desenhado para três tipos de níveis espaciais: parcela, exploração e um nível de maior escala que pode ser a paisagem, a região ou o estado. A parcela é o nível de escala menor e é considerado internamente uniforme no que diz respeito às práticas de gestão. A exploração é uma unidade de gestão com um certo nível de *stock* de capital, incluindo capital humano, social e natural (inclui portanto, parcelas, prédios, máquinas, gado, etc.). O nível espacial mais elevado é até certo ponto dependente da questão a ser analisada (por exemplo, divisor de águas para as questões relacionadas com a água de superfície; a paisagem/ecossistema para alguns solos). Neste último, podem ser consideradas unidades administrativas (região, estado) dadas as questões económicas, sociais e ambientais a analisar (van Cauwenbergh *et al.*, 2007).

O quadro analítico SAFE define níveis hierárquicos para facilitar a formulação de indicadores de sustentabilidade de uma forma consistente e coerente - princípios, critérios, indicadores e valores de referência (figura 1).

Figura 1 - Estrutura hierárquica do *framework* SAFE



Fonte: Adaptado de van Cauwenbergh *et al.* (2007).

O objetivo geral é avaliar a sustentabilidade na agricultura e esse objetivo é progressivamente alcançado, definindo sucessivamente os princípios, critérios e indicadores.

A definição dos princípios (1) repousa mais sobre a teoria normativa do funcionamento dos ecossistemas. Este primeiro nível hierárquico está relacionado com as múltiplas funções do agroecossistema (de Groot, 1992 *in* van Cauwenbergh *et al.*, 2007). O caráter multifuncional do agroecossistema engloba as três dimensões da sustentabilidade: ambiental, económica e social. Os princípios são condições gerais para alcançar a sustentabilidade (que é o objetivo final) e deve ser formulado como um objetivo geral a ser alcançado. Princípios ambientais são derivados por considerarem de maneira sistemática a quantidade, a qualidade e os fluxos de todos os recursos naturais. Os princípios sociais e económicos assentam sobre os valores e preocupações da sociedade atual.

Um critério, ou seja, o segundo nível hierárquico, é o resultado da situação/estado do agroecossistema, quando o princípio a que corresponde é respeitado. Os critérios são objetivos específicos, mais concretos do que os princípios, relacionados a um estado do sistema e, portanto, mais fáceis de avaliar e de vincular a indicadores. A formulação de um critério deve permitir um veredicto (Sim/Não) sobre o cumprimento do mesmo numa situação real.

Os indicadores formam o terceiro nível hierárquico e são variáveis de qualquer tipo, que possam ser avaliadas de forma a verificar o cumprimento de um critério. Os indicadores descrevem características do agroecossistema, elementos da política vigente, condições de gestão ou forças motrizes humanas indicativas do estado do sistema de uma maneira objetiva e verificável. Um conjunto de valores de indicadores deve fornecer uma imagem representativa da sustentabilidade dos sistemas agrícolas em todos os seus aspetos ambientais, económicos e sociais.

Os valores de referência formam o quarto nível, o mais baixo da estrutura hierárquica. Estes descrevem o nível desejado de sustentabilidade para cada indicador, fornecendo aos utilizadores da informação uma orientação no processo de melhoria contínua rumo à sustentabilidade.

Indicadores e valores de referência são os produtos finais do SAFE, são as ferramentas operacionais usadas para avaliar a sustentabilidade do ecossistema agrícola.

A síntese das características do quadro SAFE é apresentada na tabela 5. O quadro SAFE combina as vantagens de *frameworks* baseados em sistemas, por meio da análise do agroecossistema como um todo, o que assegura a sua aplicabilidade universal, e das abordagens baseadas em conteúdos, através da definição de funções ou critérios para componentes específicas do sistema, o que facilita a quantificação (van Cauwenbergh *et al.*, 2007). Este *framework* não encontra uma solução comum para a sustentabilidade na agricultura como um todo, mas serve como uma ferramenta de avaliação para a identificação, desenvolvimento e valoração dos sistemas de produção agrícolas, técnicas e políticas. Esta definição passo-a-passo da sustentabilidade e a forte base teórica de cada conceito garante um sistema amplamente aplicável que pode ser usado por diversos atores: agricultores, investigadores e decisores políticos.

Tabela 5: Caracterização do *framework* SAFE

SAFE Sustainability Assessment of Farming and Environment	Stakeholders/ <i>target</i>	Estrutura Hierárquica	Organização	Escala Temporal	Escala Espacial	Valores de referência
	Agricultores Decisores Investigadores	Princípios Critérios Indicadores Valores de Referência	3 Dimensões: económica social e ambiental 10 Tópicos: viabilidade (económica); segurança alimentar, qualidade de vida, aceitabilidade social e cultural (social); ar, solo, água, energia, biodiversidade (ambiental)	Específica do caso	Parcela Exploração Paisagem Região	Absolutos e sistemas de referência relativa

Fonte: Adaptado de van Cauwenbergh *et al.* (2007).

3.2.1. Desenvolvimento do SAFE

Sendo o objetivo fundamental do SAFE avaliar a sustentabilidade agrícola, este deve começar por ter em conta a sua definição. Dada a definição adotada de sustentabilidade agrícola (definição de Lewandowski *et al.* (1999) referenciada e explicada no capítulo 1), conclui-se que a agricultura sustentável implica a manutenção ou o aperfeiçoamento do ambiente natural, da provisão das necessidades de alimentos para o Homem, a viabilidade económica e o bem-estar social. Assim, os princípios do

SAFE dizem respeito às funções de um agroecossistema e são agrupados de acordo com as três dimensões da sustentabilidade (económica, social, ambiental).

3.2.1.1. Princípios e critérios económicos

Nesta dimensão apenas uma função é necessária – função económica – para avaliar a viabilidade económica do agroecossistema (Sauvenier *et al.*, 2006). Esta é muitas vezes uma condição prévia para vários aspetos da dimensão social (van Cauwenbergh *et al.*, 2007). Duma perspetiva económica, a agricultura é um importante setor económico ao nível regional/nacional (Smith e McDonald, 1998).

Os fatores económicos chave identificados na literatura que confirmem a sua viabilidade, aplicáveis a qualquer escala, são (1) o rendimento e (2) a produtividade agrícola. A uma escala nacional, deve identificar-se (3) a contribuição da agricultura para o rendimento do país (tendo em conta, a minimização de subsídios para o sector em alguns países por representar uma distorção de mercado). Para assegurar a continuidade próspera do sector, a sua segurança ao longo do tempo é imprescindível, pelo que, deve ser capaz de se adaptar às condições económicas e alterações climáticas e (4) a sua dependência externa deve ser controlada uma vez que, à escala nacional, as características macroeconómicas determinam a habilidade do sistema agrícola para alimentar a sua população (Smith e McDonald, 1998). Os critérios focam, então os principais aspetos económicos referidos.

3.2.1.2. Princípios e critérios sociais

Quanto à dimensão social, podem distinguir-se quatro funções: segurança alimentar, qualidade de vida, aceitação social e aceitação cultural (Sauvenier *et al.* 2006 e van Cauwenbergh *et al.*, 2007). Dado o carácter global da análise desenvolvida neste trabalho, apenas se consideram as duas primeiras funções. A função basilar do agroecossistema é fornecer alimentos suficientes e diversificados – função segurança alimentar, cujo critério questiona se (1) a produção é compatível com as necessidades do país. A atividade agrícola deverá ser realizada e organizada de forma a respeitar a qualidade de vida dos agricultores e da comunidade rural - função qualidade de vida. O

sector é sustentável quando cria condições, a nível nacional, para a sua continuidade, por isso deve ser capaz de, pelo menos, (2) manter a sua população rural e (3) dotá-la de infraestruturas básicas e de (4) gerar emprego (van Cauwenbergh *et al.*, 2007) tendo em conta (5) a igualdade entre géneros (Sauvenier *et al.* 2006).

3.2.1.3. Princípios e critérios ambientais

As funções da dimensão ambiental relacionam-se com a gestão e conservação dos recursos naturais e seus fluxos. Existem dois tipos de funções (Sauvenier *et al.*, 2006): (1) as de abastecimento que garantem a quantidade e qualidade adequada de recursos a utilizar pelos organismos vivos; (2) as amortecedoras que garantem a moderação dos fluxos de modo a minimizar os efeitos prejudiciais. Nesta última, o termo regulação é usado com frequência, e significa manter os fluxos de uma determinada componente restritos a um determinado intervalo, fora do qual podem ocorrer danos.

Os recursos naturais a considerar são: água, ar, solo, energia e biodiversidade (van Cauwenbergh *et al.*, 2007). Estes podem ser avaliados pela quantidade ou pelo fluxo, quando a ênfase está na conservação (também conservação da qualidade) ou na garantia de disponibilidade em determinado momento (com a qualidade necessária) respetivamente. Na tabela 6, a escolha entre *stock* e fluxo foi baseada na sua importância relativa para o recurso.

Tabela 6 – Funções ambientais dos agroecossistemas

Principais funções dos recursos naturais dos agroecossistemas			Ar	Solo	Água	Energia	Biodiversidade
Funções de abastecimento	Stock	Quantidade	/	Sim	/	/	Sim
		Qualidade	/	Sim	/	/	na
	Fluxo	Quantidade	/	/	Sim	Sim	/
		Qualidade	Sim	/	Sim	na	/
Funções amortecedoras			Sim	Sim	Sim	Sim	Sim

(/): função relativamente pouco importante; na: não aplicável

Fonte: Baseado em van Cauwenbergh *et al.* (2007).

Assim, idealmente, deveria considerar-se um princípio para cada célula da tabela 6 cujo conteúdo fosse ‘Sim’. Pela falta de dados para a construção de indicadores, as funções amortecedoras do ar, solo e biodiversidade e a função de abastecimento de qualidade da água e quantidade de energia não serão consideradas (ver tabela 7).

De notar que a função do recurso ar não considera o que está contido no solo, referindo-se apenas ao ar atmosférico. Ainda, optou-se por generalizar o recurso água, mas este poderia ser dividido em águas subterrâneas, superficiais e água contida no solo para uma avaliação mais detalhada. Todas devem estar presentes em quantidades suficientes e qualidade satisfatória. A função amortecedora deste recurso prende-se com o facto de ser um recurso ambiental escasso no contexto agrícola em muitas áreas geográficas.

A agricultura, apesar de ser uma fonte de fornecimento de energia pela produção de biomassa, é consumidora (luz solar e combustíveis fósseis) (Nambiar *et al.*, 2001), portanto o agroecossistema detém a função de amortecer o seu fluxo (van Cauwenbergh *et al.*, 2007).

Por último, a biodiversidade pode ser distinguida em três níveis: diversidade genética dentro de cada espécie, diversidade de espécies numa comunidade e diversidade de comunidades no ambiente local (OCDE, 2003). E dentro destes pode ser caracterizada por biodiversidade planeada ou espontânea. A diferença consiste no facto de a primeira ter em conta a interferência direta do agricultor. A função empregue nesta avaliação considera a diversidade planeada e no segundo nível, ou seja, considera a diversidade de plantas cultivadas ou de espécies pecuárias⁷.

Os critérios são definidos para cada função de cada recurso de forma a descrever o estado do sistema da forma mais simples possível para que seja possível o seu veredicto (sim/não). Assim, os critérios consistem nas interrogações sobre a manutenção ou aumento da quantidade e/ou qualidade do recurso. Por vezes os critérios são definidos de forma a interrogar se houve perda do recurso (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010) quando se considera que a questão de interesse para a sustentabilidade não está na disponibilidade suficiente mas sim no seu uso eficiente para

⁷ Os dados recolhidos para a presente avaliação apenas dizem respeito às espécies em produção e não a todas as que pertencem ao agroecossistema. Assim, por uma questão de rigor científico, daqui em diante, substituir-se-á o termo biodiversidade por diversidade.

que a perda seja minimizada. Nesta avaliação, são definidos critérios de minimização para o solo e para a água por se considerarem recursos escassos ou de utilização excessiva e/ou ineficiente numa escala global capaz de saturar a sua disponibilidade.

Tabela 7 - Lista de Princípios e Critérios

Princípios		Critérios
Dimensão Económica		
Função económica		Rendimento agrícola assegurado
		Atividade agrícola economicamente eficiente
		Importância do sector na riqueza gerada (minimização da dependência de subsídios)
		Dependência externa minimizada
Dimensão Social		
Função segurança alimentar		Capacidade de produção compatível com as necessidades da sociedade
Função qualidade de vida		Continuidade intergeracional assegurada
		Acesso a infraestruturas pela comunidade rural
		Existência de condições de trabalho
		Igualdade entre Homens e Mulheres
Dimensão Ambiental		
Ar	F. abastecimento (fluxo) da qualidade do ar	Qualidade do ar mantido ou reforçada
Solo	F. abastecimento (stock) do solo	Perda de solo minimizada
	F. abastecimento (stock) da qualidade do solo	Qualidade química do solo mantida ou reforçada
Água	F. abastecimento (fluxo) de água	Disponibilidade adequada de água
	F. amortecedora do fluxo de água	Extração de água minimizada
Energia	F. amortecedora de energia	Uso de energia minimizada
Diversidade	F. abastecimento (stock) de recursos bióticos	Diversidade das culturas mantida ou aumentada
		Diversidade animal mantida ou aumentada

Fonte: Elaboração própria.

3.3 Seleção dos indicadores individuais

A seleção dos indicadores individuais deve assentar em critérios que confirmem a solidez analítica do indicador em construção de forma a maximizar a qualidade do resultado final. Os critérios de qualidade na seleção dos dados usados por algumas instituições internacionais (FMI, Eurostat e OCDE) estão descritos na tabela 8.

Os critérios de qualidade na seleção de dados pretendem verificar a qualidade dos indicadores disponíveis através da determinação dos pontos fortes e fracos de cada um. Poder-se-á recorrer à construção de um quadro-síntese das características dos

dados. De notar que o uso de proxys deve ser considerado de forma cautelosa quando os dados são escassos.

Apesar da definição de indicadores depender do *framework* seguido, a seleção dos dados é subjetiva uma vez que não existem conjuntos definitivos e universalmente aceites de indicadores. Todavia, a qualidade dos indicadores depende em grande medida das variáveis subjacentes pelo que estas devem apresentar, tanto quanto possível, as características referidas na tabela 8 (OCDE-JRC, 2008).

Tabela 8: Lista de critérios de qualidade para a seleção de dados

Critérios de qualidade na seleção dos dados	
Relevância	Avalia de forma qualitativa a contribuição dos dados, isto é, o grau em que as estatísticas correspondem às necessidades correntes e potenciais do objetivo do indicador e dos utilizadores.
Precisão	É o grau em que os dados descrevem/estimam corretamente as características/quantidades do que foram desenhados para medir. Um aspeto importante aqui, é a objetividade dos dados que pressupõem a utilização de padrões estatísticos apropriados e práticas transparentes.
Atualidade	Trata-se do desfasamento temporal em que o fenómeno ocorre e a informação é gerada, ou seja, a atualidade valora a utilidade da informação para agir. É de ter em conta o <i>trade-off</i> entre precisão e atualidade quando existem dados estimados.
Acessibilidade	Trata-se da facilidade de localizar e aceder aos dados a partir de fontes originais.
Interpretabilidade	Trata-se da facilidade de compreensão e de uso apropriado dos dados por parte dos utilizadores da informação, sugerindo portanto, definições de conceitos, públicos-alvo, variáveis e terminologia adequadas bem como a descrição das limitações dos dados.
Coerência	É o grau de consistência dos dados, isto é, devem estar relacionados de forma lógica. De notar a coerência (se as definições e metodologias não são alteradas) ao longo do tempo e entre países.

Fonte: Elaboração própria com base em OCDE-JRC (2008).

3.3.1 Os indicadores selecionados⁸

A seleção dos dados deve ser vista como a continuação do desenvolvimento do *framework*, sendo que, esta secção corresponde à terceira etapa do SAFE. Por isso, os próximos pontos correspondem aos critérios do SAFE definidos anteriormente (tabela 7).

a) Rendimento agrícola

O rendimento dos produtores agrícolas é essencial tanto para a manutenção da atividade, bem como para a melhoria dos sistemas de gestão. Este indicador é

⁸ Todos os dados selecionados e indicadores referem-se ao período temporal de um ano.

considerado nas várias avaliações da sustentabilidade agrícola que consideram a dimensão económica (Zham *et al.*, 2008, Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010 e Dantsis *et al.*, 2010). Geralmente é obtido pelo cálculo dos proveitos líquidos dos custos variáveis da atividade.

Dada a escala global de avaliação pretendida optou-se por considerar um outro indicador mas que revela o mesmo tipo de efeito. Assume-se que a capacidade de gerar rendimento dos produtores advém da capacidade de colocar preços adequados no mercado. Os preços são uma variável económica importante na economia de mercado, pois influenciam significativamente a formulação de planos de produção e decisões políticas. Os preços são os meios de agregação possíveis de fornecer uma visão geral do desempenho, considerando vários produtos de qualidades diferentes. Ainda, as variações relativas dos preços influenciam diretamente a atividade dos agricultores.

Os preços praticados pelos produtores agrícolas devem ser analisados no contexto da economia do país. Esta comparação é feita através de dois índices: índice de preços no produtor e índice de inflação.

Foi utilizado o índice de preços no produtor da FAO. Este mede a variação média anual dos preços de venda recebidos pelos agricultores no primeiro ponto de venda (à porta), através da fórmula de Laspeyres. O índice agrega todas as culturas primárias e produtos pecuários. Os dados são construídos com os preços na moeda local normalizada. Embora a finalidade dos índices de preços agrícolas seja revelar as tendências dos preços dos produtos agrícolas individuais ou grupos de produtos, as estatísticas são capazes de prestar informação acerca da capacidade de gerar rendimento quando comparados com outras variáveis e permitir a comparação entre países. Este índice é comparado com a variação generalizada dos preços do país. Para essa finalidade, entendeu-se como pertinente a construção de um índice dos deflatores anuais do PIB⁹. O indicador considerado nesta avaliação é o rácio dos dois índices:

$$crend = \frac{\text{Índice de preços no produtor}}{\text{Índice de inflação}}$$

Assume-se que se o indicador for menor do que a unidade (a subida generalizada dos preços é superior aos preços agrícolas) os produtores perdem

⁹ O índice de preços no produtor da FAO considera como base a média dos valores apresentados para os anos 2004, 2005 e 2006. Para que este índice fosse comparável com variação de preços, construiu-se um índice dos deflatores anuais do PIB cuja base corresponde igualmente à média dos valores apresentados para os anos 2004, 2005 e 2006.

capacidade de gerar rendimento. A variação dos preços dos próprios consumos e dos *inputs* de produção deverá ser superior à variação dos preços dos *outputs*. Logo, espera-se que a sustentabilidade agrícola seja reduzida. Uma vez que se pretende medir apenas a capacidade de gerar rendimento, não é tido em conta o poder de compra e a devida alocação da produção pela sociedade. Por esses motivos e outros de ordem genérica, deve sempre usar-se e fazer-se a leitura do indicador com precaução. No entanto, neste trabalho, espera-se que quanto maior seja o valor do indicador, maior seja a expectativa de sustentabilidade na agricultura do país, isto é, espera-se que haja uma relação direta entre as duas variáveis (ver tabela 9¹⁰).

b) Atividade agrícola economicamente eficiente

Verificou-se um aumento constante da produtividade agrícola nos países desenvolvidos principalmente a partir da segunda metade do século XX. Este fenómeno é associado ao desenvolvimento tecnológico e a alterações estruturais (OCDE, 2008b). Elevados esforços neste sentido têm sido feitos nos países em desenvolvimento, através da transferência de tecnologia e da atribuição de créditos e subsídios para o desenvolvimento de infraestruturas, educação e formação dos agricultores (OCDE, 2008b).

O aumento da produtividade reflete e é conseguido pela eficiência dos processos de produção, de reorganização e gestão dos recursos, pela utilização de capital intelectual e maior qualificação e formação dos agricultores, pela adoção de tecnologia apropriada, e pela segurança contra danos ambientais negativos (OCDE, 2008b).

A produtividade do trabalho é uma medida eficaz da avaliação do processo de produção agrícola. Quanto maior a produtividade do trabalho, maior será o potencial de *output* para as gerações futuras (Nambiar *et al.*, 2001, Sauvenier *et al.*, 2006 e Vecchione, 2010).

O indicador produtividade do trabalho (*prodt*) expressa o valor acrescentado em USD de 2005 por trabalhador empregado (a tempo inteiro ou parcial) por ano.

¹⁰ Neste trabalho, apesar dos pressupostos que serão assumidos nos diferentes indicadores, é sempre estabelecida uma relação (direta ou inversa) destes para com a sustentabilidade na agricultura. A tabela 9 resume esta informação para todos os indicadores apresentados daqui em diante.

- c) Importância do sector para a economia (minimização da dependência de subsídios)

O indicador utilizado é a proporção do valor acrescentado agrícola no valor acrescentado total da economia. Este indicador é uma medida da importância relativa do sector, ou seja, mede a riqueza gerada pela atividade agrícola para a sociedade como um todo. Assim, a avaliação da contribuição da agricultura para o PIB (que é equivalente ao rendimento agrícola menos subsídios), ou seja, o VAB agrícola, ultrapassa a distorção de mercado frequentemente verificada pela atribuição de subsídios (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010 e Vecchione, 2010) e mostra a capacidade da agricultura para gerar valor de produção a partir de seus próprios recursos. Esta relativa autonomia garante a sustentabilidade económica no longo prazo (Zham *et al.*, 2008).

O valor acrescentado pela agricultura (*vacres*) é um indicador básico do desempenho agrícola de um país (World Bank, 2011). Portanto, embora não forneça informação acerca do bem-estar das diferentes categorias de produtores e das famílias, assume-se que quanto maior o valor apresentado pelo indicador, maior a sustentabilidade na agricultura do país (ver tabela 9).

- d) Dependência externa

A atenção internacional, nos últimos 20 anos, focou-se na redução dos elevados níveis de apoio doméstico e proteção comercial praticados na maioria dos países desenvolvidos. Os objetivos são a alocação mais eficiente da produção agrícola em todos os países de acordo com suas vantagens comparativas e a concorrência mais equitativa nos mercados mundiais (OCDE, 2008a). O elevado apoio à agricultura deu-se através da proteção das fronteiras, conjugado com subsídios às exportações quando começaram a surgir excedentes nos mercados internos. Isto implicou, para os países em desenvolvimento, o aumento da concorrência, menor quota de mercado mundial, logo, a redução da renda das exportações agrícolas e menor crescimento económico (World Bank, 2011).

Assume-se que a atividade tenderá a ser sustentável se a balança comercial do setor for equilibrada. O indicador usado corresponde à taxa de cobertura das

importações pelas exportações, de forma a medir a relação entre o valor exportado e o valor importado, fornecendo informação relativa ao sinal do saldo da balança comercial:

$$txcob = \frac{\text{Valor exportado de bens agrícolas}}{\text{Valor importado de bens agrícolas}}$$

Valores consecutivamente negativos da balança comercial (taxa de cobertura < 1) revelam a dependência comercial externa do país nos produtos agrícolas e ilustram o seu risco (ainda que possa ser mínimo) de segurança no fornecimento. Se a balança apresentar resultados positivos (taxa de cobertura > 1), as conclusões devem ser mais cautelosas no que se relaciona com a sustentabilidade agrícola, uma vez que a renda conseguida dependerá de várias variáveis para se correlacionar com esta sustentabilidade. Os superávits podem advir de políticas protecionistas e/ou podem não se refletir em investimento e desenvolvimento do setor no caminho da sustentabilidade.

A taxa de cobertura mostra o grau da dependência comercial. Espera-se, então, que uma taxa de cobertura superior a 1 indique que o país tem uma posição comercial forte, isto é, que o país é competitivo nesse sector e que se caracteriza, portanto por uma especialização positiva na agricultura. Da mesma forma, é expectável que uma taxa de cobertura inferior a 1 signifique uma posição comercial fraca e uma especialização negativa no sector agrícola. Logo, apesar da precaução que se deve ter na conclusão a retirar, assume-se que a sustentabilidade na agricultura do país deva aumentar com o aumento do valor apresentado pelo indicador (ver tabela 9).

e) Capacidade de produção compatível com as necessidades da sociedade

Está implícita na definição de sustentabilidade agrícola a exigência da capacidade da agricultura para produzir alimentos suficientes e de forma continuada para que a população possa levar uma vida produtiva. A alimentação depende de vários fatores: disponibilidade global de alimentos, distribuição de alimentos entre e dentro das regiões, acesso económico das famílias aos alimentos de que necessitam, e qualidade nutricional dos alimentos (OCDE, 2008b). Assim, a segurança alimentar prende-se com a disponibilidade de alimentos para consumo humano durante um determinado período de referência (aqui é considerado um ano) em termos de quantidade, valor calórico, teor de proteínas e gordura.

A segurança alimentar é uma preocupação global crescente. Uma em cada sete pessoas no mundo é classificada como subnutrida (isto é, o consumo de energia na dieta é continuamente abaixo do necessário para a manutenção de uma vida saudável e para a realização de atividades físicas leves) (OCDE, 2008b). Desde meados dos anos 1960, a produção agrícola aumentou numa média de quase 2% ao ano, enquanto a população cresceu em aproximadamente 3%; adicionalmente, a segurança alimentar poderá ser comprometida pelas alterações climáticas, principalmente nos países africanos (UN-WWAP, 2012). De notar que, a subnutrição na África subsariana aumentou de 200 milhões de pessoas entre 1990 e 2008 para 350 a 400 milhões (FAO, 2008 *in* UN-WWAP, 2012) e que, cerca de dois terços das pessoas que passam fome no mundo vivem na Ásia. 65% das pessoas subnutridas estão concentradas em sete países, cinco dos quais pertencem à Ásia (Índia, Paquistão, China, Bangladesh e Indonésia) (UN-WWAP, 2012).

Numa perspetiva de sustentabilidade social, a produção agrícola deverá ser, pelo menos, equivalente às necessidades de consumo da sociedade (Sauveier *et al.*, 2006). Assim, na presente avaliação, recorre-se ao indicador: oferta de alimentos *per capita* (*of*). Este reflete o fornecimento médio disponível para a população das fontes de calorias, embora não indique o que é efetivamente consumido. O indicador está expresso em calorias, mais especificamente em quilocalorias (kcal), por ser a unidade de medida com o carácter mais geral.

f) Continuidade intergeracional

As zonas rurais estão muitas vezes sujeitas ao abandono pela queda da rentabilidade do sector agrícola e da crescente atração económica dos centros urbanos. Contudo, a estabilidade (ou aumento, em alguns países) da população rural é um objetivo social que impede problemas de degradação económica, sociocultural e ambiental (por exemplo, amenidades paisagísticas e proteção de incêndios) (OCDE, 1999, Sydorovych e Wossink, 2008 e Vecchione, 2010). Também, nos países menos desenvolvidos, a baixa densidade populacional causa problemas no aprovisionamento adequado de infraestruturas (OCDE, 2008b).

A continuidade da atividade ao longo do tempo – continuidade intergeracional - é uma das condições explícitas da definição de sustentabilidade (van Cauwenbergh *et*

al., 2007). Assume-se, então, que a proporção da população rural e a sua evolução são indícios da garantia de que as gerações futuras vão permanecer e desenvolver o setor agrícola do país.

A proporção de população rural no total da população do país (*popru*) é o indicador utilizado nesta avaliação. Pressupõe-se uma relação positiva entre o valor apresentado pelo indicador e a sustentabilidade na agricultura do país (ver tabela 9).

g) Acesso a infraestruturas pelas comunidades rurais

Como indicador do acesso a infraestruturas básicas optou-se pelo acesso a água. Outros estudos têm escolhido indicadores como a distância aos serviços administrativos (Sauvenier *et al.*, 2006). Dado o carácter global desta análise optou-se por um indicador menos exigente, mas de assinalável importância, pois é também um dos objetivos do milénio (World Bank, 2000) pela sua capacidade de redução de doenças e da mortalidade infantil. De notar que o acesso a água potável é considerado um direito humano.

Muitas organizações internacionais utilizam o acesso a água potável como medida de progresso na luta contra a pobreza, doenças e mortes. Mas também, podem advir benefícios económicos na melhoria do acesso a água potável: saúde dos trabalhadores, maior produtividade, menos horas gastas para trazer água para a habitação. Existe agora ampla evidência de que o aumento da variabilidade hidrológica e as alterações climáticas têm e continuarão a ter um impacto profundo no sector da água através do ciclo hidrológico, da disponibilidade de água e na sua procura. Recursos hídricos devidamente geridos são uma componente crítica de crescimento, de redução da pobreza e da promoção da equidade. As condições de vida dos mais pobres estão estritamente associadas ao acesso a serviços de água (World Bank, 2011).

Existem disparidades entre as áreas urbanas e rurais, sendo que o número de pessoas em áreas rurais que utilizam fontes de água não melhoradas é cinco vezes superior. Oito em cada dez pessoas nas áreas urbanas usufruem de ligações de água canalizada nas próprias instalações enquanto nas áreas rurais apenas 3 em cada 10 pessoas. Estima-se ainda que 95% da população urbana mundial utiliza uma fonte melhorada de abastecimento de água no início de década de 2010 e na população rural a estimativa desce para 80%.

O indicador, proporção da população rural com acesso a uma fonte melhorada de água (*acessag*), refere-se à percentagem da população com acesso razoável a uma quantidade adequada de água de uma fonte melhorada, tal como uma ligação familiar, fontanários públicos, furos, poços ou nascentes protegidas, e coleta de água da chuva (fontes não melhoradas incluem vendedores, camiões-cisterna, poços e nascentes desprotegidas). O acesso razoável é definido como a disponibilidade de, pelo menos, 20 litros por pessoa por dia a partir de uma fonte melhorada num raio de um quilómetro da habitação.

h) Condições de trabalho

Embora o crescimento do emprego na agricultura tenha diminuído, o número de trabalhadores neste setor atingiu mais de mil milhões em 2010, ou seja, 1 em cada 3 trabalhadores no mundo. A agricultura ainda é responsável por cerca de 45% por cento da força de trabalho do mundo e representa perto de dois terços do emprego total em muitas partes de África e Ásia. Na África subsaariana mais de 60% da força de trabalho está envolvida na agricultura e nos países em desenvolvimento cerca de 55% (World Bank, 2011). A presente avaliação pretende contrariar o que, hoje, é frequentemente observado, um sector agrícola improdutivo que obriga muitos agricultores a procurarem emprego em centros urbanos mais atraentes em termos de oportunidades económicas. A oferta suficiente de emprego nas economias rurais, bem como salários adequados, são componentes necessárias para a redução do número de mortes de crianças nas comunidades mais pobres. Além disso, o reforço da agricultura urbana pode contribuir para o crescimento da renda e estado nutricional dos moradores (World Bank, 2000).

O indicador proporção do emprego agrícola no emprego total do país (*emp*) é um indicador da importância e das implicações sociais da agricultura como fonte e como atividade distribuidora de rendimento. Este indicador é fundamental para a avaliação da sustentabilidade e é transversal às diferentes escalas de avaliação (OCDE, 1999 e 2001, Zham *et al.*, 2008, Dantsis *et al.*, 2010, Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010 e Vecchione, 2010).

i) Igualdade entre homens e mulheres

Pela literatura relacionada com o trabalho feminino na agricultura, é verificável, especialmente nos países menos desenvolvidos, a discriminação entre gêneros. Chen *et al.* (2011) tenta perceber a influência da composição infantil nas famílias agrícolas. Conclui que, quando nelas existem mais membros masculinos, o consumo de *inputs* aumenta. Tal pode ser explicado pelo aumento da confiança no investimento quando se perspectiva que serão homens a assumir a atividade no futuro em vez de mulheres. Nas famílias mais pobres dependentes da agricultura, o nascimento de um filho homem resulta no aumento do tempo gasto em casa pelas mulheres, o que leva a que o sexo masculino funcione como o suporte da segurança social desses países (Rose, 2000 *in* Chen *et al.*, 2011). Além disso, o tratamento assimétrico entre gêneros revela que as mulheres são mais propensas à escassez de alimentos e desnutrição, principalmente em períodos críticos (Behrman e Deolalikar, 1990 *in* Chen *et al.*, 2011).

Os decisores políticos de nações afetadas pelas alterações climáticas têm apostado em projetos de irrigação. Nation (2009) verifica que, na África Ocidental, o acesso das mulheres a estes projetos é limitado. Mesmo nos projetos que incluíram mulheres como beneficiárias, as suas necessidades como agricultoras não foram devidamente atendidas. O mesmo autor argumenta que este fenómeno advém de restrições anteriores como o acesso à terra, à água e, em geral, o acesso aos recursos produtivos. A génese das críticas assenta no modelo tradicional da família, isto é, na existência de um líder masculino altruísta que aloca os recursos pela família de forma equitativa. Nation (2009) apresenta vários estudos que confirmam que a alocação dos recursos não é equitativa. Depende do poder negocial entre os membros da família e esse poder difere entre eles.

O desafio cultural de considerar que as prioridades são semelhantes entre homens e mulheres tem vindo a ganhar relevo em vários países. Esta viragem na alocação de recursos é defendida por se acreditar que a subsistência familiar e, em geral, a redução da pobreza seriam melhoradas (O’Laughlin, 2007 *in* Nation, 2009). “Colocar recursos nas mãos de mulheres pode promover, não só a justiça entre gêneros, mas também a eficiência e a melhoria do bem-estar familiar” (Agarwal, 1997 *in* Nation, 2009, pág. 1379).

Há estudos de caso que evidenciam que as mulheres são tão produtivas como os homens, mas normalmente optam por outras estratégias, por exemplo, pela substituição do fator trabalho por capital (Nation, 2009), por operar em explorações menores e por se redirecionarem para mercadorias não tradicionais (Trauger *et al.*, 2010).

Nos Estados Unidos da América, cada vez mais mulheres escolhem a agricultura como meio de subsistência, o número de mulheres como principais operadoras das explorações aumentou de 5% em 1978 para 11% em 2002, enquanto o número de homens decresceu. Este crescimento da força feminina na agricultura é acompanhado pelo aumento do número de explorações em agricultura orgânica (Trauger *et al.*, 2010). Ainda, Trauger *et al.* (2010) afirmam que as mulheres, comparativamente com os homens, tendem a desenvolver a sua atividade com maior incidência na responsabilidade social e de forma a satisfazer a comunidade onde se inserem. O autor acrescenta que as mulheres costumam liderar o caminho na inovação de pequenas e médias empresas, como empresárias ou líderes comunitárias, o que está intimamente correlacionado com a evolução na equidade entre géneros.

O número de trabalhadores homens nos três sectores económicos ainda domina face ao número de mulheres, contudo a diferença na agricultura é menor do que na indústria. Concluindo, existe evidência empírica considerável da importância de melhorar a situação das mulheres para melhorar o bem-estar geral (World Bank, 2000). Por todo o mundo as mulheres desempenham tarefas agrícolas e vários estudos demonstram que são igualmente eficazes na prossecução do lucro da atividade (World Bank, 2000). Assim, a agricultura fornece contribuições fundamentais para o desenvolvimento dessa variável da sustentabilidade - promoção da igualdade. Ainda, a igualdade entre géneros na atividade agrícola é um dos objetivos do milénio (World Bank, 2000).

Desta forma, o rácio entre as mulheres e os homens ativos na agricultura (*mh*) é uma medida da equidade entre sexos em termos de oportunidade de trabalho e é relevante na literatura na avaliação da sustentabilidade social do sector (Sauvenier *et al.*, 2006, van Cauwenbergh *et al.*, 2007 e Vecchione, 2010). Sendo assim, este indicador deverá tender para a unidade. Espera-se que quanto mais próximo da unidade estiver o valor apresentado pelo indicador, maior a sustentabilidade na agricultura do país.

j) Qualidade do ar

A componente ambiental “ar” e, consequentemente, as emissões de gases de efeito de estufa, são consideradas uma questão de relevância agroambiental para os decisores políticos da OCDE (OCDE, 1999) e são tidos em conta na literatura (Sauvenier *et al.*, 2006 e Sydorovych e Wossink, 2008). O sector agrícola atua de forma complexa nesta matéria porque, por um lado, apresenta-se como sumidouro de carbono, mas por outro, é responsável por cerca de 10 a 12% das emissões de gases de efeito de estufa, os principais motores das alterações climáticas. Destacam-se o metano (principalmente proveniente das plantações de arroz e da criação de gado ruminante) e o óxido nitroso (proveniente dos solos), sendo a agricultura responsável por 50% e 60% das emissões destes gases, respetivamente (OCDE, 2008b). Este facto, por sua vez, afeta em grande medida as atividades agrícolas sendo necessário um esforço no sentido da adaptação às condições climáticas.

As fontes de dióxido de carbono (CO₂) provêm, principalmente, dos solos cultivados. Os solos agrícolas podem ser uma fonte de dióxido de carbono e não um sumidouro dependendo das práticas de cultivo (USDA, 2003). Relativamente às emissões de CO₂ os dados coletados pelas organizações internacionais apenas cobrem as emissões provenientes de solos orgânicos cultivados que constituem uma minoria, pelo que não serão consideradas nesta avaliação.

O indicador escolhido para medir a qualidade do ar (*emiss*) considera o total de emissões agrícolas de CH₄ e N₂O em gigagramas de CO₂ equivalente por 1000 hectares de área agrícola¹¹.

O total de emissões agrícolas incluiu os seguintes subdomínios: fermentação entérica¹² (CH₄), processos de decomposição (CH₄, N₂O), fertilizantes sintéticos (N₂O), estrume aplicado ao solo e às pastagens (N₂O), solos orgânicos cultivados (N₂O), resíduos da queimada de culturas (CH₄, N₂O) (FAOSTAT, 2013).

¹¹ $emiss \left(Gg \ CO_2 \ eq. / 1000 \ ha \right) = \frac{Emissões \ (Gg \ CO_2 \ eq.)}{Área \ agrícola \ (1000 \ ha)}$

¹² Os gases provenientes da fermentação entérica consistem no gás metano produzido no sistema digestivo dos ruminantes e, em menor grau, dos não-ruminantes.

k) Perda de Solo

A agricultura, em muitas partes do mundo, é prejudicial para um dos seus principais recursos naturais, o solo. Nos países mais pobres o solo é esgotado pelo excesso de cultivo e de pastoreio. Por sua vez, nos países desenvolvidos, o solo é danificado pelo excesso de *inputs* e consequentemente, pela poluição (OCDE, 2008b). Todavia, na maioria dos países, a agricultura é o principal utilizador dos recursos da terra e as alterações no uso da área agrícola¹³ são uma das principais forças motrizes no ambiente. O solo apresenta-se, assim, como um recurso não renovável que tem sido minimizado e severamente degradado (OCDE 2008b).

A quantificação de área agrícola do país e suas alterações são indicadores necessários para mensurar a disponibilidade deste recurso e o cumprimento da sua função de abastecimento (quantidade). A diminuição geral das áreas agrícolas tem sido observada nas últimas décadas em países industrializados como consequência da crescente procura por áreas urbanas, industriais e de infraestruturas, áreas de conservação da natureza, áreas de lazer, e também como consequência do abandono das terras.

O indicador de minimização de perda de solo considerado é a alteração da área agrícola (*altag*)¹⁴.

l) Qualidade química do solo

Como referido anteriormente, o solo é danificado pelo uso em excesso de *inputs*. A qualidade química é mensurada sobretudo, através de dois indicadores: o uso de fertilizantes e de pesticidas.

Os nutrientes, como o azoto e o fósforo, são essenciais para a produção agrícola logo, para o aumento da produtividade e se não forem repostos podem comprometer a sustentabilidade agrícola. A utilização de fertilizantes data da revolução industrial e desde então desempenha um papel importante na manutenção do crescimento da

¹³ Área agrícola é definida como a soma das áreas sob terras aráveis, culturas permanentes, prados e pastagens permanentes.

¹⁴ $altag (\%) = \frac{Área\ agrícola_T - Área\ agrícola_{T-1}}{Área\ agrícola_{T-1}}$

população, aliás estima-se que metade da população mundial se alimenta por culturas onde se usaram fertilizantes sintéticos (Erisman *et al.*, 2008 in FAOSTAT, 2013).

Contudo, o excesso de nutrientes para corresponder às necessidades imediatas da cultura é uma potencial fonte de prejuízos ambientais no solo, mas também na água (eutrofização) e no ar (acidificação) (OCDE, 2001). Além disso, a produção de fertilizantes é intensiva em energia e as reservas de fósforo são finitas. É, portanto, necessário um equilibrado fornecimento de nutrientes. Os nutrientes podem ser reabastecidos através da aplicação de fertilizantes químicos, estrume e lodo, ou pela plantação de culturas que forneçam os nutrientes em déficit. Para avaliar a continuidade da qualidade química dos solos, os indicadores ideais seriam os balanços de nutrientes (especialmente de azoto e fósforo), porém, pela escassez e pela fraca homogeneidade nas técnicas de coleta de dados pelos diferentes países, não foi possível incluir essa informação. Uma vez que se trata de um indicador para a dimensão ambiental e sendo o uso de fertilizantes em excesso um dos fatores mais danosos da atividade agrícola para o ambiente, como o referido anteriormente, serão negligenciados os seus benefícios na produtividade das culturas. Esta abordagem é adotada em vários autores, como Rigby *et al.* (2001), Dantsis *et al.* (2010) e Zham *et al.* (2008). Assim, a minimização do consumo de fertilizantes é, por vezes, usada como uma *proxy* da qualidade química do solo. O indicador consumo de fertilizantes (*fert*) considera a soma de diversos fertilizantes azotados e fosfatados e reflete as toneladas de nutrientes consumidos por ano por 1000ha¹⁵.

O uso de pesticidas apresenta a mesma controvérsia do uso de fertilizantes. Por um lado, são essenciais para a produtividade agrícola por eliminarem efeitos adversos que comprometem as culturas, por outro lado, são prejudiciais para o ambiente porque podem acumular-se no solo e/ou na água. As suas concentrações podem integrar as cadeias alimentares pela persistência de efeitos tóxicos sobre as espécies não-alvo, sendo prejudiciais para a biodiversidade terrestre e aquática e para a saúde humana.

O grau de toxicidade dos diferentes pesticidas varia significativamente. Os seus danos também dependem da sua suscetibilidade de se infiltrar no solo e na água, da frequência e duração do uso e do tipo de cultura (OCDE, 1999). O risco depende do princípio ativo do pesticida, da sua gestão (volumes aplicados, métodos de aplicação) e

¹⁵ $fert\left(\frac{ton}{1000ha}\right) = \frac{\text{Consumo total fertilizantes}(ton\ de\ N+P_{205})}{\text{Terras aráveis e culturas permanentes}(1000ha)}$

das condições ambientais (tipo de solo e de culturas). Estes fatores tornam difícil mensurar as alterações da qualidade química do solo pelo uso de pesticidas. Contudo, este componente não pode ser descurado, sendo o uso de pesticidas um indicador agroambiental vulgarmente usado pela literatura (OCDE, 2008b, Dantsis *et al.*, 2010 e Rigby *et al.*, 2001).

O princípio ativo é o elemento químico que elimina as pragas, fungos ou ervas daninhas por isso, os valores do indicador (*pest*) estão relatados em termos de ingrediente ativo, sem incluir outros componentes de preparação, e são considerados os vários tipos de pesticidas (inseticidas, herbicidas, fungicidas e bactericidas, rodenticidas, desinfetantes, etc.). As taxas de aplicação estão expressas em termos de toneladas de ingrediente ativo por 1000 hectares de terras aráveis e culturas permanentes¹⁶.

m) Disponibilidade de água

Segundo o critério que obriga a um adequado fornecimento/disponibilidade de água para o desenvolvimento da atividade agrícola (van Cauwenbergh *et al.*, 2007), foi selecionado o indicador que reflete a proporção de área agrícola equipada para irrigação. A expansão da área irrigada é o grande fator para o desenvolvimento da atividade por ser responsável por mais de 40% da produção mundial de alimentos ocupando menos de 20% da área cultivada (UN-WWAP, 2012 e OCDE, 2008b). Em regiões secas, é necessário irrigar determinadas culturas para obter rendimentos razoáveis. Idealmente, o indicador deveria refletir a eficiência dos sistemas de irrigação usados. Pela dificuldade de obtenção de dados coerentes, uma vez que a sua eficiência depende da tecnologia disponível, dos tipos de culturas, do clima do país e, por se tratar de variáveis com características sazonais optou-se pela simplificação do indicador, selecionando a proporção da área equipada para irrigação, como medida da disponibilidade do recurso (*irrig*)¹⁷.

Assume-se que quanto maior o valor do indicador, maior será a sustentabilidade na agricultura do país. De notar que a área equipada não implica que tenha sido irrigada.

¹⁶ $pest \left(\frac{ton}{1000ha} \right) = \frac{Uso\ total\ de\ pesticidas\ (ton.\ de\ ingrediente\ ativo)}{Terras\ aráveis\ e\ culturas\ permanentes\ (1000ha)}$

¹⁷ $irrig\ (\%) = \frac{Área\ equipada\ para\ irrigação\ (ha)}{Área\ agrícola\ (ha)}$

Este indicador deve ser interpretado com elevada cautela e em conjunto com o indicador seguinte.

n) Extração de água

Para além da importância da disponibilidade deste recurso para a continuidade da atividade agrícola, do mesmo modo é essencial ter em conta a pressão sobre os recursos hídricos renováveis causada pela irrigação. A expansão da agricultura irrigada é um dos principais fatores do aumento da procura de água durante o século anterior. A agricultura é responsável por mais de 70% da água doce retirada de rios, lagos e fontes subterrâneas sendo a maioria utilizada para a irrigação (UN-WWAP, 2012). A má gestão do recurso resultou na salinização de 20% das terras irrigadas do mundo e conta com 1,5 milhões de hectares afetados anualmente (UN-WWAP, 2012).

Devido ao elevado risco de escassez do recurso que muitas áreas do mundo apresentam, ao ritmo acelerado de crescimento da população, ao aumento de consumo de água *per capita* e, por vezes, devido à má gestão do recurso, é essencial a definição de um indicador que compreenda esta questão (OCDE 1999, 2001, 2008b e World Bank, 2011). A irrigação representa o principal uso da água no sector agrícola e um dos principais usos dos recursos hídricos em geral. Também na tabela 2 se pode observar que o uso da água é vulgarmente tido em consideração na avaliação da sustentabilidade (Nambiar *et al.*, 2001, Zhen *et al.*, 2005, Sauvenier *et al.*, 2006, Sydorovych e Wossink, 2008, Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010 e Dantsis *et al.*, 2010).

As tendências na captação de água dependem de vários fatores: tipo de cultura, tecnologia de irrigação, preço da água e condições climáticas. A extração de água na agricultura é uma preocupação séria, especialmente nas áreas áridas e semiáridas pela escassez e variabilidade do recurso de ano para ano.

O indicador extração de água (*extag*)¹⁸ é apresentado em percentagem porque a abundância de água doce varia conforme os países. As extrações de água podem ultrapassar os 100% do total de recursos renováveis quando a reutilização¹⁹ de água é significativa. Os dados sobre os recursos de água doce são baseados em estimativas de

¹⁸ $extag(\%) = \frac{Extração\ para\ uso\ agrícola\ (m^3)}{Extração\ total\ (uso\ agrícola, municipal\ e\ industrial)(m^3)}$

¹⁹ Neste trabalho, a reutilização de água não é considerada positiva para a sustentabilidade na agricultura devido à entropia causada no recurso (UN-WWAP, 2012).

escoamento para rios e recargas das águas subterrâneas. De notar que os dados não conseguem distinguir as variações sazonais e geográficas na disponibilidade de água no interior dos países.

Apesar de se esperar que quanto menor o valor apresentado pelo indicador, maior a sustentabilidade na agricultura (ver tabela 9), é necessário ter em conta, a extensão e o tipo de tecnologia de irrigação, ou seja, numa avaliação mais precisa, é necessário verificar a eficiência na captação deste recurso. Em comparação com o indicador anterior, neste trabalho, valorizam-se países cuja atividade agrícola está dotada de condições de irrigação mas nos quais, o exercício da atividade não limita a disponibilidade do recurso para outros fins.

o) Uso de energia

A agricultura consome energia diretamente para produção agrícola e pecuária (máquinas, etc.), mas também, indiretamente, pela utilização de *inputs* que provêm de indústrias intensivas em energia como fertilizantes e pesticidas. Sendo a energia um *input* da atividade agrícola, a avaliação da sustentabilidade passa pela observação do seu uso com o objetivo da minimização da sua utilização numa perspetiva ambiental (World Bank, 2000). Pois, sendo um setor utilizador de energia, contribui para o aquecimento global (pelas emissões de CO₂, CH₄ e N₂O), para a poluição do ar e para a escassez de recursos energéticos fósseis, principalmente nas atividades relacionadas com a horticultura e floricultura em estufa. Contudo, a agricultura pode contribuir para a mitigação dos efeitos da poluição através do uso eficiente de energia e produção de energia renovável.

É habitual o recurso ao indicador do uso de energia na literatura (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010, Sauvenier *et al.*, 2006 e World bank, 2000). O indicador utilizado (*uenerg*) compreende a proporção de energia utilizada pelo setor agrícola no consumo total de energia do país²⁰.

²⁰ $uenerg(\%) = \frac{\text{Uso de energia na agricultura}}{\text{Uso de energia total}}$

p) Diversidade de culturas e animal

A agricultura desempenha um papel fundamental no que diz respeito à biodiversidade uma vez que é a atividade humana que ocupa a maior parte da área total da terra em muitos países. A expansão da produção agrícola e o excesso de *inputs* na terra são fatores danosos para a biodiversidade, no entanto, alguns agroecossistemas promovem a sua manutenção (OCDE, 2001). As ações políticas têm-se concentrado em proteger espécies e habitats ameaçados, e as estratégias englobam geralmente, o sector agrícola.

Como já foi referido, a biodiversidade, no que se relaciona com a agricultura, pode ser distinguida em três níveis: diversidade genética (diversidade de genes em cada espécie), diversidade de espécies (número de espécies), diversidade de ecossistemas (comunidades de espécies dependentes do habitat agrícola). A sobrevivência destes três níveis de diversidade é interdependente. A diversidade genética favorece a sobrevivência das espécies, permitindo-lhes adaptarem-se às novas condições do ecossistema. A perda de espécies ou a introdução de espécies não-nativas pode perturbar o ecossistema e alterar a resistência a novas transformações (OCDE, 2003). Assim, em OCDE (2003) recomenda-se o uso de quatro tipos de indicadores neste âmbito: recursos genéticos agrícolas, quantidade de habitats, qualidade dos habitats, conjugação dos dois últimos (perda/ganho total de biodiversidade).

Os indicadores de biodiversidade estão presentes em várias avaliações da sustentabilidade dos sistemas agrícolas, através da informação relativa à atribuição de subsídios para a sua proteção (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010), através da contagem do número de espécies no agroecossistema (Sauvenier *et al.*, 2006 e Sydorovych e Wossink, 2008) ou simplesmente, pela diversidade da produção (Zham *et al.*, 2008) ou ainda, através do Índice de Shannon (Vecchione, 2010). A variedade de culturas e de animais na produção agrícola são indicadores habitualmente utilizados nesta matéria, pois ajudam a revelar os riscos e a resiliência da produção agrícola às alterações ambientais através da diversificação do número de variedades na produção (OCDE, 2001). Nesta dissertação, este tipo de indicadores designar-se-ão por indicadores de diversidade e não de biodiversidade, uma vez que abrangem apenas as

espécies em produção e não todas as espécies existentes no agroecossistema (tal como foi referido em 3.2.1.3).

Nesta avaliação será considerado o tipo de indicadores que mensuram os recursos genéticos ao nível da diversidade de espécies em produção. Os recursos genéticos agrícolas são avaliados pelo número total de espécies de culturas e/ou raças de gado. Contudo, a contagem do número de espécies em produção pode revelar informação enviesada acerca da riqueza da diversidade, uma vez que muitas espécies podem estar a ser produzidas em quantidades não significativas e por essa via é-lhes atribuído o mesmo peso no indicador. Por essa razão, entendeu-se como pertinente adotar, nesta dissertação, um indicador que mensure a concentração²¹. Por isso foi escolhido o índice de Herfindahl-Hirschman (IHH), um método vulgarmente utilizado para a avaliação do grau de concentração do mercado. Este é calculado como a soma dos quadrados das quotas de mercado em questão e varia entre 0 e 10 000. O índice será aplicado de forma análoga, sendo que as quotas de mercado correspondem, no presente, (1) à proporção da área ocupada com determinada cultura na área total em produção, para o indicador da diversidade de culturas, (2) e à proporção de determinada espécie animal no total de produção para o indicador da diversidade animal. O valor zero é um limite teórico que traduz a não existência de qualquer espécie na produção. O valor 10000 implica que apenas é produzida uma espécie. Por se tratar de um contexto de avaliação diferente, os valores de referência normalmente aplicados no IHH não serão considerados.

Sendo n o total de espécies cuja produção foi colhida, e i ($i = 1, 2, \dots, n$) uma determinada espécie colhida, o indicador é calculado da seguinte forma: $divc = \sum \left(\frac{\text{Área colhida}_i}{\text{Área colhida}_n} \right)^2$. Da mesma forma, sendo n o número total espécies de animais em produção, e i uma determinada espécie animal: $diva = \sum \left(\frac{\text{Quantidade de animais}_i}{\text{Quantidade de animais}_n} \right)^2$.

²¹ Estão a considerar-se espécies pertencentes à produção agrícola, que correspondem à lista de animais vivos da FAO, <http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/browse/Q/QA/E> (acedido em 5 de Setembro de 2013). Por esta razão não se tem em conta, obviamente, a diferente pressão sobre os solos e a quantidade de poluição causada por diferentes espécies. Tal facto, não se considerou relevante, uma vez que se utilizaram outros indicadores para avaliar a qualidade do solo.

Considera-se que quanto menores os valores dos dois indicadores, maior a sustentabilidade na agricultura do país (tabela 9)²².

²² Para tornar mais fácil a compreensão da opção de adaptação de um indicador de concentração de mercado a espécies de cultivo e a animais pertencentes à produção agrícola, apresenta-se, em seguida, um exemplo ilustrativo:

Assumindo que no agroecossistema 1 existem 10 coelhos, 2 cavalos, 4 vacas, 3 galinhas, 1 peru (total de animais: 20). As quotas são: 50, 10, 20, 15, 5, respetivamente. Logo, o valor do indicador seria: $diva = 50^2 + 10^2 + 20^2 + 15^2 + 5^2 = 3250$. De notar que esta é uma medida de concentração. Se houvesse um agroecossistema com 100 coelhos, 20 cavalos, 40 vacas, 30 galinhas e 10 perus, as quotas seriam iguais às anteriores logo, os resultados seriam os mesmos.

De forma idêntica, assumindo que o agroecossistema 2 contém 75 coelhos, 2 cavalos, 1 vaca, 1 galinha, 1 peru (total de animais: 20). As quotas seriam: 75, 10, 5, 5, 5, respetivamente. O resultado seria $diva = 5800$. A diversidade é mais fraca no agroecossistema 2 (existe uma elevada concentração da mesma espécie em produção: coelhos).

Se se utilizasse o número de espécies como indicador de diversidade, os agroecossistemas 1 e 2 obteriam o mesmo resultado: nº de espécies = 5. Quando, observando mais atentamente, o agroecossistema 2 é menos diversificado (mais concentrado) do que o primeiro.

Tabela 9: Lista de Princípios, Critérios e Indicadores selecionados

Princípios		Critérios	Indicadores		Unid.	Relação ²³
Dimensão Económica						
Função económica		Rendimento agrícola assegurado	Capacidade de gerar rendimento	<i>crend</i>	n.a.	Direta
		Atividade agrícola economicamente eficiente	Produtividade do trabalho	<i>prodt</i>	USD	Direta
		Importância do sector na riqueza gerada (minimização da dependência de subsídios)	Valor acrescentado da agricultura	<i>vacres</i>	%	Direta
		Dependência externa minimizada	Taxa de cobertura	<i>txcob</i>	%	Direta
Dimensão Social						
Função segurança alimentar		Capacidade de produção compatível com as necessidades da sociedade	Oferta de alimentos per capita	<i>of</i>	Kcal	Direta
Função qualidade de vida		Continuidade intergeracional assegurada	Proporção da população rural	<i>popru</i>	%	Direta
		Acesso a infraestruturas pela comunidade rural	População rural com acesso a água	<i>acessag</i>	%	Direta
		Existência de condições de trabalho	Emprego agrícola	<i>emp</i>	%	Direta
		Igualdade entre Homens e Mulheres	Proporção de mulheres no trabalho agrícola	<i>mh</i>	%	Direta
Dimensão Ambiental						
Ar	F. abastecimento (fluxo) da qualidade do ar	Qualidade do ar mantido ou reforçada	Emissões de GEE	<i>emiss</i>	Gg CO2 eq	Inversa
Solo	F. abastecimento (stock) do solo	Perda de solo minimizada	Alteração da área agrícola	<i>altag</i>	%	Direta
	F. abastecimento (stock) da qualidade do solo	Qualidade química do solo mantida ou reforçada	Consumo de fertilizantes	<i>fert</i>	Ton/1000ha	Inversa
			Uso de pesticidas	<i>pest</i>	Ton/1000ha	Inversa
Água	F. abastecimento (fluxo) de água	Disponibilidade adequada de água	Área equipada para irrigação	<i>irrig</i>	%	Direta
	F. amortecedora do fluxo de água	Extração de água minimizada	Extração de água	<i>extag</i>	%	Inversa
Energia	F. amortecedora de energia	Uso de energia minimizada	Uso de energia	<i>uenerg</i>	%	Inversa
Diversidade	F. abastecimento (stock) de recursos bióticos	Diversidade das culturas mantida ou aumentada	Índice de concentração	<i>divc</i>	n.a.	Inversa
		Diversidade animal mantida ou aumentada	Índice de concentração	<i>diva</i>	n.a.	Inversa

Fonte: Elaboração própria.

²³ Relação direta indica que se assume, tendo embora presente que se aplicam pressupostos redutores, que quanto maior for o valor do indicador apresentado, maior se espera que seja a sustentabilidade na agricultura do país. Pelo contrário, se a relação é inversa, é expectável que, com o auxílio de idênticos pressupostos, a sustentabilidade na agricultura diminua.

3.4. Normalização

Os indicadores devem ser normalizados para se tornarem comparáveis. Nesta etapa pretende-se selecionar o método de normalização mais adequado, discutir a escolha dos valores de referência e a presença de *outliers* (pois podem não ser referências internacionais) e fazer ajustes de escala (se necessário).

Dos métodos propostos em OCDE-JRC (2008) optou-se pelo método Min-Max. Neste método os valores dos indicadores são normalizados de forma a variarem entre [0,1] através da fórmula (Vecchione, 2010): $I_{q,c} = \frac{x_{q,c} - \min_q}{\max_q - \min_q}$, sendo $I_{q,c}$ o valor normalizado do indicador q para o país c , \min_q e \max_q os valores de referência mínimos e máximos, respetivamente, para o indicador q e $x_{q,c}$ o valor observado do indicador q no país c .

Relativamente aos valores de referência a considerar, \min_q e \max_q , pode-se assumir várias atitudes (algumas foram exploradas no capítulo 2):

(1) Valores de referências que não dependem dos dados da amostra: é o caso de valores recomendados por cientistas ou partes interessadas (Roy e Chan, 2011), *benchmarks* externos (países não incluídos na amostra são utilizados como referência), objetivos/limites internacionais quantificados (por exemplo, Protocolo de Quioto) (OCDE-JRC, 2008);

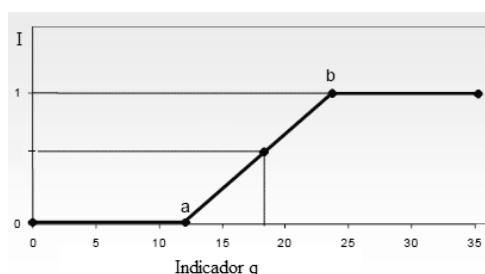
(2) Valores de referência que correspondem ao valor máximo e mínimo da amostra:

- no momento temporal a avaliar, t ;
- no primeiro momento temporal da avaliação, t_0 ;
- de todo o intervalo temporal, $t \in T$.

As duas últimas têm em conta a evolução ao longo do tempo. No entanto, a última transformação não é estável quando está disponível informação para um novo momento temporal, pois implica o ajustamento da análise ao período, o que pode afetar o valor máximo e mínimo de alguns indicadores individuais. Para manter a comparabilidade dos resultados sobre a informação existente e da nova, o indicador composto deveria ser recalculado.

Em SAFE sugere-se, nesta etapa, traçar uma função de normalização para cada indicador, de acordo com o seu critério, que converta cada valor possível do indicador numa unidade de sustentabilidade, I , que varie entre $[0,1]$ (Sauvenier *et al.*, 2006 e van Cauwenbergh *et al.*, 2007). O intervalo é definido por dois valores de referência ou dois “pontos de apoio” (que variam em torno do valor de referência) (Sauvenier *et al.*, 2006): o valor em que e abaixo do qual o nível de sustentabilidade é considerado inaceitável ($I=0$) e o valor a partir do qual o nível de sustentabilidade é considerado desejável ($I=1$) (ver figura 2). Seria, portanto, desejável a fixação de valores de referência (a) e (b) *ex ante*.

Figura 2 - Exemplo de uma função de normalização linear²⁴.



Fonte: Sauvenier *et al.* (2006), pág. 14.

No entanto, a arbitrariedade dos valores de referência e a não existência de conhecimento científico suficiente para que sejam fiáveis na escala em estudo, principalmente para indicadores ambientais, levou a que se optasse por uma abordagem alternativa. Tal como em Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez (2010), a abordagem utilizada na presente avaliação consiste no método Min-Max em que os valores de referência corresponderam aos valores máximos e mínimos da amostra.

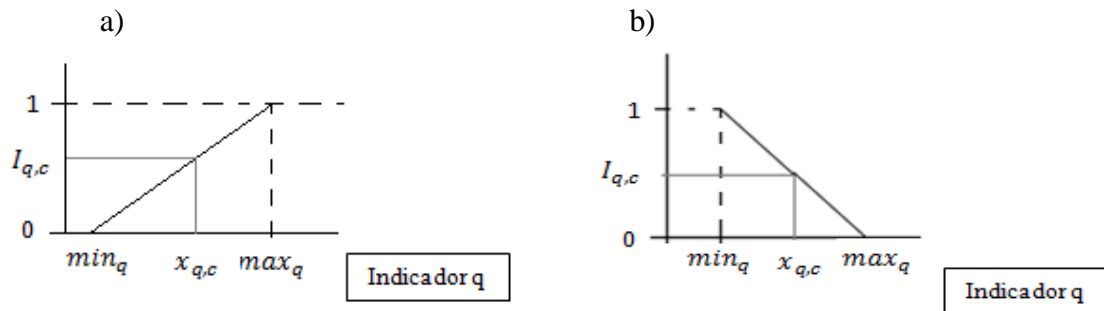
Com a escolha desta ultima opção de valores de referência é possível alargar o efeito do indicador encurtando o intervalo e assim, superar os inconvenientes de outros métodos (por exemplo, *z-scores*). De notar que a presença de *outliers* pode distorcer o indicador transformado.

Recorre-se ao método Min-Max por se apresentar como um método flexível, que não omite demasiada informação. No entanto, os indicadores seleccionados não variam sempre no mesmo sentido da sustentabilidade, ou seja, existem indicadores que,

²⁴ Os valores do eixo horizontal são meramente exemplificativos de uma escala de valores de um indicador individual.

ao variarem no sentido positivo, levam a assumir que o nível de sustentabilidade aumenta e indicadores que, ao variarem no sentido positivo, levam a assumir que o nível de sustentabilidade desce. Para ultrapassar este obstáculo, os valores dos indicadores que variam no mesmo sentido da sustentabilidade serão normalizados pela equação Min-Max apresentada acima, $I_{q,c} = \frac{x_{q,c} - \min_q}{\max_q - \min_q}$ (ver figura 3, a)). Os valores dos indicadores que variam no sentido contrário da sustentabilidade serão normalizados pela seguinte função: $I_{q,c} = \frac{\max_q - x_{q,c}}{\max_q - \min_q}$ (ver figura 3, b)). Desta forma assegura-se que os valores se situem no intervalo $[0,1]$ e que se distanciem na mesma proporção em relação aos valores desejáveis: \max_q para indicadores que variem no mesmo sentido da sustentabilidade e \min_q para os outros²⁵.

Figura 3 – Funções de normalização



Fonte: Elaboração própria.

Os valores máximos e mínimos a considerar correspondem aos valores máximos e mínimos da amostra. Contudo, a avaliação nesta dissertação é referente a mais do que um momento temporal. Assim, para ter em conta a evolução ao longo do tempo, dentro das opções apresentadas acima, na explicação do método para a escolha dos valores máximos e mínimos, optou-se pela consideração do valor máximo e mínimo de todos os momentos temporais em estudo, $t \in T$, para cada indicador individual. A amostra engloba quatro momentos temporais (anos) não consecutivos. Perspetiva-se, então, que o

²⁵ O indicador *mh* (igualdade entre géneros) deverá tender para 1. A fórmula de normalização utilizada para este indicador foi: $I_{q,c} = 1 - |x_{q,c} - 1|$. Caso, houvesse algum país que apresentasse um valor fora do intervalo $[-2,2]$, deveria assumir o valor normalizado 0. Desta forma, garantem-se as exigências desta etapa e a comparabilidade com os restantes dados normalizados.

número de momentos temporais não é significativo para se poderem obter conclusões fiáveis através da opção de considerar o valor máximo e mínimo de t_0 .

A identificação de *outliers* nos dados é essencial, pois podem refletir informação indesejada uma vez que podem distorcer as variâncias dos indicadores individuais. Além disso, as técnicas de ponderação e agregação são, muitas das vezes, sensíveis à sua existência, logo, também os resultados dos indicadores compostos.

Realizou-se o teste de *Dixon* para cada uma das variáveis. Concluiu-se que, para um nível de significância de 1%, rejeitava-se a hipótese de não existirem *outliers* para os indicadores *altag*, *fert* e *extag*. Após uma interpretação cuidada, considerou-se que os dados²⁶ das observações consideradas *outliers* podiam não ser completamente fiáveis. Nesse sentido, tais observações não foram consideradas para a obtenção dos valores máximos e mínimos da amostra, de forma a não distorcer a realidade. Contudo, entendeu-se que essas observações deveriam permanecer no conjunto de dados normalizados adquirindo o valor 0²⁷, de forma a evitar valores normalizados negativos, assumindo, que os valores iguais ou acima (abaixo) do máximo (mínimo) estabelecido não adquirem “pontuação” no caso de indicadores individuais que variem no sentido inverso (direto) ao da sustentabilidade, isto é, o nível de sustentabilidade é considerado inaceitável ($I_{q,c} = 0$).

3.5 Ponderação e Agregação

a) Ponderação

Existem vários métodos de ponderar indicadores mas nenhum é universalmente aceite, por isso, esta é a etapa na construção de indicadores compostos sujeita a mais críticas. Contudo, “a ausência de uma forma "objetiva" de determinar ponderações e métodos de agregação não leva, necessariamente, à rejeição da validade dos indicadores compostos, desde que, todo o processo seja transparente” (OCDE-JRC, 2008, pág. 33).

²⁶ Os *outliers* encontrados foram: no indicador *altag* a observação *Iran2005* (cujo valor apresentado era -26,14), no indicador *extag* as observações *Nepal 2007* e *Nepal2009* (ambas apresentavam um valor de 98,19), no indicador *fert* as observações *Slovakia2009* (39994,14), *Slovakia2007* (12418,75), *Slovakia2005* (11346,25) e *Slovakia2003* (8675,00). Repetindo o teste sem considerar estas observações, a hipótese de existência de *outliers* é rejeitada.

²⁷ Uma vez que se trata de valores inferiores ao mínimo para o indicador *altag* e superiores ao máximo para *fert* e *extag*.

Para evitar a subjetividade, a falta de consenso sobre os ponderadores a considerar, e tendo em conta a insuficiência de conhecimento na importância relativa dos indicadores, é adotada a técnica de ponderação positiva, Análise dos Componentes Principais (PCA). Esta técnica é usada para explorar se as dimensões de um fenómeno estão estatisticamente equilibradas no indicador composto, isto é, pretende revelar o quão e como as variáveis estão relacionadas. Este método transforma as variáveis correlacionadas num conjunto de variáveis não correlacionadas utilizando a matriz de correlação, agrupando-as de forma a maximizar a variância. Assim, a análise de componentes principais reúne os indicadores individuais, que são colineares, para formar um indicador composto que capture o máximo possível de informação comum de cada indicador com o menor número possível de componentes principais e cada componente principal estimado revela o conjunto de indicadores com os quais tem a associação mais forte. As ponderações só poderão ser alcançadas com este método se houver correlação entre os indicadores. É de notar que os ponderadores intervêm para corrigir a sobreposição de informação entre os indicadores correlacionados e não são uma medida de importância teórica do indicador associado (OCDE-JRC, 2008).

A análise dos componentes principais é um método popular de ponderação e pode ser usado para diferentes escalas de avaliação. Este método pode ser considerado “*bottom up*” uma vez que, o indicador de sustentabilidade dependerá do comportamento dos indicadores individuais (Mayer, 2007). “A análise de componentes principais é o preferido para o desenvolvimento de indicadores compostos (...) pois tem a virtude de ser simples e permite a construção de ponderadores que representem a informação contida nos indicadores individuais.” (Nardo *et al.*, 2005, pág. 43). Esta técnica caracteriza-se pela ampla aceitação na elaboração de ponderadores para indicadores compostos e é amplamente utilizada nas avaliações. O recurso a esta técnica pode encontrar-se em índices populares, tais como: *Product Market Regulation Index* (Nicoletti *et al.*, 2000 in Nardo *et al.*, 2005) ou *City Development Index* (CDI) (Böhringer e Jochem, 2007) mas também nas avaliações de, por exemplo, Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez (2010), Gómez-Limon e Riesgo (2008), Soler-Rovira e Soler-Rovira (2008).

Como foi dito, a análise dos componentes principais agrupa os indicadores individuais para formar um indicador composto que capture o máximo possível de

informação comum entre aqueles indicadores²⁸ (Nardo *et al.*, 2005), desta forma, o indicador composto não dependerá das dimensões do conjunto de dados mas sim das dimensões estatísticas desse mesmo conjunto.

O método consiste em explicar o máximo possível da variação dos indicadores individuais com um conjunto menor de variáveis (componentes principais). Ou seja, encontra as combinações lineares dos indicadores individuais I_q ($q = 1, 2, \dots, Q$), para produzir os componentes principais CP_j ($j = 1, 2, \dots, Q$) de forma a que não sejam correlacionadas, em ordem decrescente de acordo com a percentagem de variância do conjunto de dados originais que explicam (Nardo *et al.*, 2005) (ver fórmula 3.1)²⁹.

$$\begin{aligned}
 (3.1) \quad & CP_1 = a_{11}I_1 + a_{12}I_2 + \dots + a_{1Q}I_Q \\
 & CP_2 = a_{21}I_1 + a_{22}I_2 + \dots + a_{2Q}I_Q \\
 & \dots \\
 & CP_Q = a_{Q1}I_1 + a_{Q2}I_2 + \dots + a_{QQ}I_Q
 \end{aligned}$$

Uma vez que, através deste método, a ponderação intervém para corrigir a sobreposição de informação dos indicadores individuais correlacionados, o primeiro passo é analisar a matriz de correlação³⁰ dos dados (tabela 10). Se os indicadores individuais não se correlacionarem, não é possível a utilização deste método e se as correlações forem baixas, é menos provável que os indicadores individuais partilhem os mesmos componentes principais.

As correlações positivas maiores são encontradas para os pares de indicadores: *vacres* e *emp* (0,872), *emp* e *popru* (0,805), *vacres* e *popru* (0,678). Estas correlações refletem as relações que seriam de esperar entre os indicadores. Assim, a população rural aumenta com o emprego gerado pela agricultura e ambos os indicadores aumentam com o valor acrescentado derivado da atividade agrícola do país.

Correlações negativas acentuadas verificam-se em alguns pares de indicadores, por exemplo: *acessag* e *emp* (-0,570) *prodt* e *emp* (-0,541), *prodt* e *popru* (-0,526). A

²⁸ Os indicadores devem estar na mesma unidade de medida, por isso, nesta secção os dados originais referem-se ao conjunto de dados após normalização.

²⁹ O XLStat foi o *software* utilizado nesta dissertação para efetuar a análise dos componentes principais.

³⁰ É usada a matriz de correlação e não a matriz de covariância para evitar que algumas variáveis tenham influência indevida nos componentes principais (Nardo *et al.*, 2005 e OCDE-JRC, 2008).

produtividade a decrescer com o aumento do emprego agrícola espelha a realidade tanto dos países desenvolvidos (em que a produtividade alta é acompanhada por emprego e população rural baixas), como dos países em desenvolvimento (em que se constata o inverso). Verifica-se a mesma lógica para o par *acessag* e *emp*³¹.

Tabela 10 - Matriz de correlação de Pearson (n)

	<i>crend</i>	<i>prodt</i>	<i>vacres</i>	<i>txcob</i>	<i>of</i>	<i>popru</i>	<i>acessag</i>	<i>emp</i>	<i>mh</i>	<i>emiss</i>	<i>altag</i>	<i>fert</i>	<i>pest</i>	<i>irrig</i>	<i>extag</i>	<i>uenerg</i>	<i>divc</i>	<i>diva</i>
<i>crend</i>	1	-0,12	0,05	-0,01	-0,38	0,10	-0,13	0,11	0,05	0,01	-0,05	0,12	0,09	-0,01	-0,14	-0,12	0,01	0,06
<i>prodt</i>		1	-0,48	-0,01	0,05	-0,53	0,48	-0,54	0,06	0,01	-0,08	-0,15	0,02	-0,12	0,48	0,13	-0,16	-0,24
<i>vacres</i>			1	0,03	-0,16	0,68	-0,47	0,87	0,24	-0,03	0,08	0,29	0,22	0,10	-0,52	-0,10	0,05	0,29
<i>txcob</i>				1	0,07	-0,17	0,14	-0,04	-0,17	-1,00	-0,00	-0,22	-0,03	-0,20	-0,16	0,03	0,18	-0,14
<i>of</i>					1	-0,14	0,12	-0,16	0,17	-0,07	-0,09	-0,15	-0,10	0,05	0,04	0,04	-0,08	-0,13
<i>popru</i>						1	-0,41	0,81	0,33	0,17	0,05	0,22	0,15	0,26	-0,40	-0,16	-0,03	0,42
<i>acessag</i>							1	-0,57	-0,15	-0,14	-0,04	-0,23	-0,02	-0,06	0,44	0,40	-0,14	-0,19
<i>emp</i>								1	0,34	0,04	0,05	0,32	0,20	0,21	-0,56	-0,22	0,04	0,33
<i>mh</i>									1	0,17	-0,05	0,05	0,13	0,37	-0,15	-0,21	0,08	0,08
<i>emiss</i>										1	0,00	0,22	0,03	0,20	0,16	-0,03	-0,18	0,14
<i>altag</i>											1	0,09	0,08	-0,03	0,01	-0,01	0,04	0,06
<i>fert</i>												1	0,28	-0,12	-0,14	-0,08	-0,03	0,22
<i>pest</i>													1	-0,26	0,08	-0,13	0,09	0,03
<i>irrig</i>														1	-0,39	0,07	-0,15	0,07
<i>extag</i>															1	0,21	0,08	-0,23
<i>uenerg</i>																1	-0,03	0,10
<i>divc</i>																	1	0,15
<i>diva</i>																		1

Fonte: Elaboração própria.

O segundo passo é a identificação do número de componentes principais (menor do que o número de indicadores individuais) que representem os dados originais. Para isso, o *output* gerado pelo *software* utilizado é apresentado na tabela 11, onde se encontram os autovalores³² (λ_j) e a variância explicada por cada componente principal

³¹ As restantes correlações negativas acentuadas são: *emiss* e *txcob* (aproximadamente -1), *extag* e *emp* (-0,557) e *extag* e *vacres* (-0,522). Contudo estas correlações são, teoricamente, menos evidentes.

³² O somatório dos autovalores é igual ao traço da matriz de correlação, $\sum \lambda_j = tr(C) = 18$, logo, é igual ao número de indicadores considerados na análise. Se se utilizasse a matriz de covariâncias, os autovalores seriam iguais às variâncias dos componentes principais (Nardo *et al.*, 2005), isto é, $\lambda_j = Var(CP_j)$.

do conjunto de indicadores individuais. O primeiro componente principal explica a máxima variância dos indicadores individuais, 24,53% - $\lambda_1 = 4,41$. O segundo componente principal explica o máximo da variância restante, 12,61% - $\lambda_2 = 2,27$. A mesma interpretação é aplicada aos restantes autovalores até que toda a variância seja explicada pelos componentes principais (no último, a variância acumulada explicada é de 100%). A última metade dos componentes principais (CP10 a CP18) explica apenas 17,05% da variância do conjunto de indicadores individuais (ver tabela 11 e figura 4).

Selecionam-se então, os $m < Q$ componentes principais de forma a não perder demasiada informação, ou seja, os componentes principais que preservam um elevado montante da variância dos dados originais. A decisão de quando parar de extrair componentes depende, basicamente, da identificação do momento em que a variância deixada de fora é pouca, o que se torna bastante arbitrário. A prática usual é escolher um conjunto de componentes que (i) têm associados autovalores > 1 , (ii) que contribuam individualmente em mais de 10% para a explicação da variância total e (iii) cumulativamente, contribuam mais de 60% (Nardo *et al.*, 2005 e OCDE-JRC, 2008). Segundo estes critérios, nesta avaliação retém-se os componentes principais até ao sétimo componente principal (CP7)³³ (ver tabela 11).

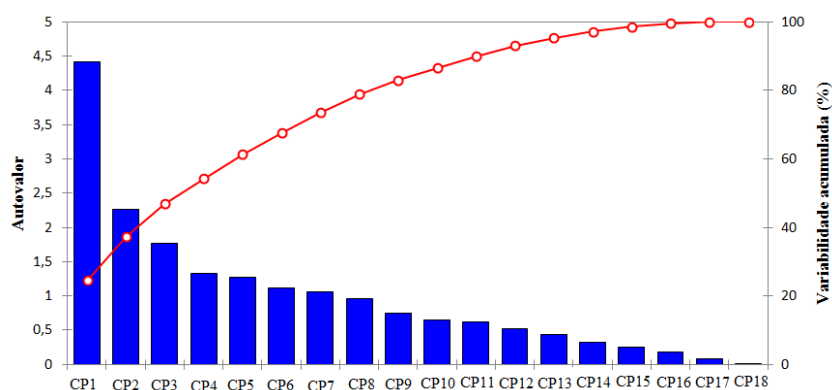
Tabela 11 – Autovalores, % variância explicada

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7	CP8	CP9	CP10	CP11	CP12	CP13	CP14	CP15	CP16	CP17	CP18
Autovalor (λ_j)	4,41	2,27	1,76	1,33	1,28	1,11	1,07	0,96	0,74	0,65	0,62	0,53	0,44	0,32	0,25	0,18	0,08	0,00
Variabilidade (%)	24,53	12,61	9,80	7,38	7,09	6,17	5,92	5,32	4,14	3,62	3,43	2,93	2,45	1,77	1,39	0,99	0,46	0,00
% acumulada	24,53	37,13	46,93	54,31	61,40	67,57	73,49	78,81	82,95	86,57	90,00	92,93	95,38	97,15	98,55	99,54	100	100

Fonte: Elaboração própria.

³³ A partir do terceiro componente principal a % de variância explicada individualmente é inferior a 10%, o que não corresponde ao critério (ii) mas, por uma questão de precaução, optou-se pela seleção até ao sétimo componente principal para que não se perdesse demasiada informação.

Figura 4 - Representação gráfica dos autovalores



Fonte: Elaboração própria.

De notar que, cada componente depende de um conjunto de coeficientes, vulgarmente designados por cargas (*loadings*), que medem a correlação entre o componente principal e o indicador individual, $r(CP_j, I_i)$ (OCDE-JRC, 2008). A carga ao quadrado corresponde à percentagem de variância explicada nesse indicador individual pelo componente principal³⁴. Uma vez que as cargas indicam como é que os indicadores individuais se relacionam com os componentes principais, as cargas superiores a $|0,5|$ são consideradas altas ou moderadas (Nardo *et al.*, 2005). Pela tabela 12, para todos os indicadores, existe apenas um componente principal para o qual possuem uma carga $> |0,5|$ (valores a negrito) e estão concentrados nos primeiros 9 componentes principais, à exceção do indicador *uenerg* (0,55 e -0,51 para os componentes 4 e 5, respetivamente). Contudo, isto não inviabiliza a análise e a obtenção de ponderadores (Nardo *et al.*, 2005) pois estas características podem desaparecer no passo seguinte.

³⁴ Por exemplo, na tabela 12, o quadrado da carga do primeiro componente para a variável *crend* é de $(0,21)^2 = 0,044$, o que significa que 4,4% da variância nas variável *crend* é explicada pelo primeiro componente principal.

Tabela 12 – Cargas³⁵

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7	CP8	CP9	CP10	CP11	CP12	CP13	CP14	CP15	CP16	CP17	CP18	\sum cargas ²
<i>crend</i>	0,21	0,03	-0,33	-0,20	0,62	0,41	0,10	0,04	0,16	-0,17	0,38	-0,18	-0,08	0,04	-0,11	-0,02	0,00	0,00	1
<i>prodt</i>	-0,66	-0,23	-0,05	0,25	0,00	0,35	-0,09	0,10	0,10	0,31	-0,28	-0,09	-0,23	0,05	-0,23	0,11	0,00	0,00	1
<i>vacres</i>	0,83	0,18	-0,02	0,02	-0,20	0,08	-0,18	-0,04	-0,19	-0,03	-0,14	-0,14	-0,12	0,23	-0,08	-0,18	-0,14	0,00	1
<i>txcob</i>	-0,17	0,95	0,07	0,05	-0,02	0,15	-0,09	0,03	0,08	0,06	-0,02	-0,03	0,04	-0,11	0,00	-0,02	-0,01	0,01	1
<i>of</i>	-0,21	0,01	0,51	0,42	-0,35	-0,27	-0,06	-0,18	0,26	-0,15	0,38	-0,10	-0,08	0,05	-0,16	0,00	0,00	0,00	1
<i>popru</i>	0,83	-0,06	0,08	-0,03	-0,16	0,12	-0,05	-0,01	-0,24	0,11	0,15	-0,10	0,23	-0,13	-0,12	0,25	-0,08	0,00	1
<i>acessag</i>	-0,69	-0,04	0,06	-0,10	-0,24	0,41	-0,17	0,06	-0,05	-0,03	0,11	0,10	0,37	0,30	0,01	-0,01	0,03	0,00	1
<i>emp</i>	0,92	0,11	0,03	0,07	-0,10	0,07	-0,11	-0,02	-0,15	0,01	-0,07	-0,13	-0,01	0,04	-0,08	-0,04	0,24	0,00	1
<i>mh</i>	0,36	-0,24	0,32	0,56	-0,04	0,42	0,24	0,18	0,12	0,01	-0,02	-0,20	0,01	-0,02	0,28	-0,01	-0,01	0,00	1
<i>emiss</i>	0,17	-0,95	-0,07	-0,05	0,02	-0,15	0,08	-0,03	-0,08	-0,06	0,02	0,03	-0,05	0,11	0,00	0,02	0,01	0,01	1
<i>altag</i>	0,09	0,03	-0,23	-0,11	-0,27	-0,25	-0,08	0,87	0,10	-0,01	0,11	-0,07	-0,04	0,02	-0,01	0,01	0,00	0,00	1
<i>fert</i>	0,40	-0,21	-0,45	0,03	-0,12	-0,01	-0,29	-0,14	0,56	-0,18	-0,25	-0,08	0,22	-0,07	-0,03	0,00	-0,01	0,00	1
<i>pest</i>	0,19	-0,02	-0,56	0,47	-0,21	0,28	-0,19	0,00	-0,13	-0,15	0,17	0,42	-0,15	-0,09	0,01	0,00	0,00	0,00	1
<i>irrig</i>	0,28	-0,26	0,70	-0,15	0,11	0,25	0,07	0,25	0,07	-0,16	-0,13	0,27	0,07	-0,17	-0,17	-0,12	-0,01	0,00	1
<i>extag</i>	-0,66	-0,29	-0,35	0,12	-0,21	0,03	0,15	-0,01	-0,26	0,03	0,06	-0,27	0,16	-0,24	-0,09	-0,19	0,00	0,00	1
<i>uenerg</i>	-0,31	-0,04	0,10	-0,55	-0,51	0,32	-0,06	-0,11	-0,04	-0,33	-0,04	-0,15	-0,24	-0,09	0,08	0,07	0,01	0,00	1
<i>divc</i>	0,07	0,31	-0,26	0,11	-0,20	-0,02	0,81	0,00	0,03	-0,24	-0,17	0,06	0,05	0,11	-0,11	0,06	0,00	0,00	1
<i>diva</i>	0,55	-0,08	-0,10	-0,35	-0,39	0,14	0,28	-0,14	0,28	0,48	0,20	0,14	-0,05	-0,02	0,02	-0,09	0,01	0,00	1
\sum cargas ²	4,41	2,27	1,76	1,33	1,28	1,11	1,07	0,96	0,74	0,65	0,62	0,53	0,44	0,32	0,25	0,18	0,08	0,00	18

Fonte: Elaboração própria.

O terceiro passo implica a rotação dos componentes principais. As tabelas 13 e 14 apresentam os resultados após rotação. A rotação é usada para minimizar o número de indicadores individuais que apresentam cargas elevadas para o mesmo componente principal. Consiste na transformação dos eixos dos componentes principais de forma a obter uma estrutura mais simples dos mesmos. O ideal seria obter uma estrutura em que cada indicador individual é correlacionado apenas com um dos componentes principais retidos. Este passo altera as cargas mas deixa inalteradas as soluções analíticas obtidas antes e após a rotação (OCDE-JRC, 2008). O método de rotação utilizado foi o Varimax por se apresentar como o mais simples e o mais utilizado (Nardo *et al.*, 2005) e consiste na maximização da soma das variâncias da matriz de componentes principais.

Tabela 13 - Variância explicada após rotação Varimax³⁶

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7
Var.Expl.	4,12	2,25	1,53	1,40	1,40	1,34	1,19
Variabilidade (%)	22,90	12,49	8,50	7,75	7,77	7,46	6,61
% acumulada	22,90	35,40	43,90	51,65	59,42	66,89	73,49

Fonte: Elaboração própria.

³⁵ Deste modo, o somatório do quadrado das cargas de um componente principal é igual ao autovalor desse componente principal. Ainda, o somatório do quadrado das cargas de um indicador individual *I* é igual a 1.

³⁶ Var.Expl.: variância explicada pelo componente principal.

Tabela 14 – Cargas e cargas normalizadas após rotação Varimax³⁷

	a)							b)						
	CP1	CP 2	CP 3	CP 4	CP 5	CP 6	CP 7	CP 1	CP 2	CP 3	CP 4	CP 5	CP 6	CP 7
<i>crend</i>	0,05	-0,02	0,01	0,08	0,85	-0,13	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,52	0,01	0,00
<i>prodt</i>	-0,70	0,01	0,23	0,28	-0,01	0,16	-0,19	0,12	0,00	0,04	0,06	0,00	0,02	0,03
<i>vacres</i>	0,87	-0,07	0,19	0,09	0,02	0,01	-0,02	0,18	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00
<i>txcob</i>	0,00	-0,98	0,00	-0,06	-0,02	0,02	0,06	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>of</i>	-0,12	-0,08	-0,10	0,22	-0,77	-0,08	-0,08	0,00	0,00	0,01	0,04	0,42	0,01	0,00
<i>popru</i>	0,82	0,16	0,05	0,20	0,05	0,05	0,02	0,16	0,01	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>acessag</i>	-0,59	-0,17	0,10	0,11	-0,06	0,54	-0,20	0,09	0,01	0,01	0,01	0,00	0,22	0,03
<i>emp</i>	0,91	0,01	0,12	0,17	0,06	-0,10	0,00	0,20	0,00	0,01	0,02	0,00	0,01	0,00
<i>mh</i>	0,21	0,14	0,08	0,86	-0,08	-0,11	0,10	0,01	0,01	0,00	0,53	0,00	0,01	0,01
<i>emiss</i>	0,00	0,98	0,00	0,06	0,02	-0,02	-0,06	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>altag</i>	0,15	0,07	0,17	-0,34	-0,15	0,08	0,09	0,01	0,00	0,02	0,08	0,02	0,00	0,01
<i>fert</i>	0,37	0,28	0,49	-0,16	0,12	-0,01	-0,12	0,03	0,03	0,16	0,02	0,01	0,00	0,01
<i>pest</i>	0,12	-0,01	0,82	0,17	0,08	-0,05	0,03	0,00	0,00	0,44	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>irrig</i>	0,26	0,18	-0,57	0,49	0,00	0,16	-0,21	0,02	0,01	0,21	0,17	0,00	0,02	0,04
<i>extag</i>	-0,70	0,21	0,33	-0,08	-0,10	0,18	0,19	0,12	0,02	0,07	0,00	0,01	0,02	0,03
<i>uenerg</i>	-0,14	-0,03	-0,10	-0,11	-0,06	0,85	-0,03	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,54	0,00
<i>divc</i>	0,01	-0,15	0,05	0,05	0,03	-0,05	0,92	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71
<i>diva</i>	0,47	0,21	-0,01	-0,02	0,10	0,42	0,37	0,05	0,02	0,00	0,00	0,01	0,13	0,01
Var.Expl.	4,12	2,25	1,53	1,40	1,40	1,34	1,19							
Expl./Tot.	0,31	0,17	0,12	0,11	0,11	0,10	0,09							

Fonte: Elaboração própria.

Por fim, a construção dos ponderadores é feita através da matriz de cargas (depois de rodadas) (tabela 14 a)). As cargas são então normalizadas (tabela 14, b) ³⁸), isto é, são elevadas ao quadrado, uma vez que, como dito atrás, as cargas ao quadrado representam a porção de variância total do indicador individual explicada pelo componente principal e divididas pela variância explicada do componente principal (Nardo *et al.*, 2005). Depois, para cada carga normalizada, agrupam-se os indicadores individuais que apresentam cargas mais elevadas de forma a, implicitamente construir indicadores compostos intermédios para cada componente principal. Obtêm-se, portanto, sete indicadores intermédios:

³⁷ Expl./Tot: variância explicada pelo componente principal dividida pelo total de variância explicada pelo conjunto dos 7 componentes principais.

³⁸ Exemplo de cargas normalizadas (tabela 14): $-0,70^2 / 4,12 = 0,12$ para o indicador *prodt* no CP1.

- o primeiro indicador intermédio inclui os indicadores *prodt* e *extag* (ambos com uma ponderação de 0,12), *vacres* (0,18), e *popru* (0,16) e *emp* (0,20);
- o segundo indicador intermédio inclui os indicadores *emiss* e *txcob* (ambos com uma ponderação de 0,43);
- o terceiro indicador intermédio inclui os indicadores *fert* (0,16), *pest* (0,44) e *irrig* (0,21);
- o quarto indicador intermédio inclui os indicadores *mh* (0,53) e *altag* (0,08);
- o quinto indicador intermédio inclui os indicadores *crend* e *of* (com uma ponderação de 0,52 e 0,42, respetivamente);
- o sexto indicador intermédio inclui os indicadores *acessag* (0,22), *uenerg* (0,54) e *diva* (0,13);
- o sétimo indicador intermédio inclui apenas o indicador *divc* (0,71).

Os indicadores intermédios são então, agregados e ponderados pela porção de variância explicada de cada um no conjunto de dados (ver tabela 14, linha Expl./Tot.). Assim, obtém-se a ponderação de cada indicador individual (tabela 15)³⁹.

Tabela 15 – Ponderações finais dos indicadores individuais (w_q).

<i>crend</i>	0,068	<i>emiss</i>	0,091
<i>prodt</i>	0,046	<i>altag</i>	0,011
<i>vacres</i>	0,071	<i>fert</i>	0,023
<i>txcob</i>	0,091	<i>pest</i>	0,064
<i>of</i>	0,056	<i>irrig</i>	0,031
<i>popru</i>	0,063	<i>extag</i>	0,046
<i>acessag</i>	0,027	<i>uenerg</i>	0,069
<i>emp</i>	0,078	<i>divc</i>	0,080
<i>mh</i>	0,069	<i>diva</i>	0,017

Fonte: Elaboração própria.

³⁹ As ponderações da tabela são obtidas pela multiplicação do ponderador encontrado no indicador intermédio (peso do indicador no componente principal) pelo ponderador no último indicador composto (peso do componente principal no conjunto de dados). Por exemplo, para o indicador *crend*: $y_q = 0,52 \times 0,11$. Por fim são redimensionados para que a soma seja 1 da seguinte forma: $\left(\frac{y_q}{\sum y_q} = w_q\right)$.

b) Agregação

Esta etapa relaciona-se com a anterior, pois condiciona o grau de compensação entre os indicadores individuais (OCDE-JRC, 2008). Por isso, também é alvo de críticas pela sua subjetividade na escolha do método (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010) uma vez que, diferentes métodos podem conduzir a diferentes resultados.

Na agregação pode-se assumir compensação total entre os indicadores individuais (através de funções lineares aditivas), compensação parcial (funções geométricas) ou compensação nula (funções multicritério⁴⁰) (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010, OCDE_JRC, 2008).

Os métodos de agregação devem ser compatíveis com os métodos de normalização e ponderação. Os métodos escolhidos nos capítulos anteriores (normalização Min-Max e ponderação PCA) podem ser conjugados com qualquer um dos métodos de agregação (linear, geométrica, multicritério) (OCDE-JRC, 2008).

Quando se usa uma técnica de agregação linear aditiva, a “independência de preferências” é uma condição necessária e suficiente para a admissão do indicador composto (OCDE-JRC, 2008). Esta condição implica que o *trade-off* entre dois indicadores individuais é independente dos valores dos restantes $Q-2$ indicadores. Significa então que, uma função de agregação linear aditiva avalia separadamente a contribuição marginal de cada variável (OCDE-JRC, 2008).

Relativamente aos ponderadores, o pressuposto de compensação total entre indicadores implica que, se as ponderações, w_i , são interpretadas como um *trade-off*, o rácio $\frac{w_i}{w_j}$ é interpretado como a taxa marginal de substituição entre os indicadores i e j , logo, a ponderação w_i é interpretada como a utilidade marginal do indicador i . Assim, na avaliação global, a compensação traduz-se no facto de, quando existem valores desfavoráveis para o indicador i , este poder ser compensado com outro indicador j , tendo em conta a sua respetiva taxa marginal de substituição.

Contudo, quando estão envolvidos, por exemplo, indicadores ambientais, o uso de um procedimento de agregação linear implica assumir que não existem sinergias ou conflitos entre os diferentes aspetos de um ecossistema, o que pode ser uma hipótese

⁴⁰ Pelas funções multicritério nem sempre a compensação é nula ($\gamma = 0$). Pode-se estabelecer o grau $\gamma \in [0,1]$ de compensação desejado. Por exemplo, se $\gamma = 1$, a compensação é total.

muito irrealista (Funtowicz *et al.*, 1990 in OCDE-JRC, 2008). Isto pode resultar num indicador composto enviesado, que não reflita completamente a informação dos indicadores individuais. Ainda, a compensação total, admitida pelos métodos de agregação linear aditivos, leva a que as *performances* mais pobres de alguns indicadores sejam compensadas por valores elevados noutros indicadores individuais. Böhringer e Jochem (2007) assumem que para indicadores não comparáveis⁴¹ e medidos em escalas de razão, a agregação geométrica é o método mais indicado para assegurar a coerência e a significância do indicador composto.

No entanto, para as necessidades políticas, a variedade de indicadores de sustentabilidade representa um problema, especialmente porque os decisores políticos exigem indicadores compostos que possam ser interpretados de forma inequívoca e facilmente comunicados ao público em geral (Dalal-Clayton e Bass, 2002 e Hammond *et al.*, 1995 in Böhringer e Jochem, 2007). Desta forma, os métodos lineares aditivos são os mais utilizados nos indicadores de sustentabilidade internacionais (Böhringer e Jochem, 2007): *Ecological Footprint* (soma), *City Development Index* (média aritmética), *Human Development Index* (média aritmética), *Environmental Sustainability Index (Pilot)* (média aritmética), *Environmental Performance Index* (soma ponderada), *Environmental Vulnerability Index* (média aritmética), *Index of Sustainable Economic Welfare* (soma), *Genuine Progress Indicator* (soma), *Well-Being Index* (média aritmética ponderada), *Genuine Savings Index* (soma), *Environmentally Adjusted Domestic Product* (soma).

Tendo em conta os aspetos referidos anteriormente e atendendo às características desta dissertação, também foi escolhido um método de agregação linear aditivo – soma ponderada dos indicadores, para o presente Indicador de Sustentabilidade na Agricultura (ISA):

$$(3.2) \quad ISA = \sum_{q=1}^{q=Q} w_q I_q$$

A escolha de um método de agregação aditivo nesta avaliação, logo, o facto de se assumir compensação total entre os indicadores individuais, pretende ir de encontro à

⁴¹ A comparabilidade de escalas significa que as relações técnicas de cada indicador a ser agregado são conhecidos e constantes. “A comparabilidade não é assegurada se não existe relação anterior e científica entre os indicadores (por exemplo, diferentes substâncias poluentes do ar, CO₂, NO_x e partículas)” (Böhringer e Jochem, 2007, pág.3).

metodologia utilizada nos indicadores de referência internacional. Entendeu-se que esta escolha não inviabiliza a qualidade da presente avaliação uma vez que, se as variáveis foram corretamente selecionadas, os indicadores individuais podem, facilmente, ser agregados pela média geométrica sem comprometer a coerência e a transparência do processo de construção do indicador composto.

4. Resultados

4.1 Robustez

Vários juízos são considerados na construção do indicador composto (desde a seleção de indicadores até aos métodos escolhidos de normalização, ponderação e agregação) assim, torna-se crucial testar a sua robustez. Esta etapa consiste na identificação de (1) como se propaga a incerteza na estrutura do ISA (causada pela inserção de fontes de incerteza no processo de construção) e de (2) como essa incerteza afeta os resultados finais (OCDE-JRC, 2008).

As fontes de incerteza a testar neste capítulo são: (1) o método de normalização, (2) de ponderação e (3) de agregação. Para este propósito fizeram-se variantes na construção do indicador composto, combinando diferentes métodos em cada fonte de incerteza (tabela 16).

Tabela 16 - Combinações utilizadas na construção de indicadores compostos

Normalização	Ponderação	Agregação
BC	IPI	LIN
	IPD	LIN
<u>MM</u>	<u>PCA</u>	<u>LIN</u>
		GEOM
		CONC
	IPI	LIN
		GEOM
		CONC
	IPD	LIN
		GEOM
		CONC

Os métodos escolhidos na construção do indicador composto original (ISA) estão sublinhados.

BC: *Borda Count*; MM: Min-Max, PCA: *Principal Components Analysis*, IPI: Igual Ponderação entre Indicadores; IPD: Igual Ponderação entre Dimensões; LIN: método de agregação linear (soma ponderada); GEOM: método de agregação geométrica (produto ponderado); CONC: método de agregação pela média côncava.

Fonte: Elaboração própria.

O método de agregação empregue foi o Min-Max. Agora, é utilizada uma técnica simples de normalização, *Borda Count*, que consiste na ordenação cardinal da *performance* de cada país num determinado indicador individual, atribuindo pontuação a cada um (Floridi *et al.*, 2010), desde 64 pontos (melhor *performance*) até à atribuição de 1 ponto para o país com o pior desempenho nesse indicador.

Para evitar o conflito de interesses (mencionado no capítulo anterior), os métodos de ponderação são, mais uma vez, de carácter positivo. Optou-se por dois tipos de agregação usuais na avaliação da sustentabilidade (Böhringer e Jochem, 2007): igual ponderação entre indicadores (IPI)⁴² e igual ponderação entre dimensões (IPD)⁴³ – económica, social e ambiental (a ponderação entre indicadores é igual dentro de cada dimensão). Muitos indicadores compostos são ponderados desta forma⁴⁴, o que implica que todas as variáveis têm a mesma importância. A razão da utilização deste método assenta, por vezes, na falta de uma base empírica, pela não existência de conhecimento suficiente nas relações causais ou pela falta de consenso no método de ponderação alternativo (OCDE-JRC, 2008).

A agregação linear aditiva pela soma ponderada dos indicadores foi o método de agregação utilizado. Foram combinados mais dois métodos de agregação: geométrico (produto ponderado) e média concava. Os métodos de agregação geométricos permitem ultrapassar os inconvenientes da compensação total descritos acima, permitindo uma compensação parcial em função do valor do indicador individual (OCDE-JRC, 2008). Os países com baixas pontuações em alguns dos indicadores individuais seriam mais penalizados. Assim, para melhorarem a sua *performance* global, teriam um incentivo maior em concentrarem-se nos indicadores onde os resultados são mais fracos. Desta forma, a avaliação da sustentabilidade promove o equilíbrio entre as diferentes dimensões. O produto dos indicadores ponderados é o mais utilizado dos métodos de

⁴² Pelo método IPI, a cada indicador é-lhe atribuída uma ponderação $w_q = \frac{1}{18}$.

⁴³ Pelo método IPD, é atribuída a ponderação $w_q = \frac{0,3(3)}{5}$ aos indicadores da dimensão económica, $w_q = \frac{0,3(3)}{5}$ aos indicadores da dimensão social e $w_q = \frac{0,3(3)}{9}$ aos indicadores da dimensão ambiental.

⁴⁴ Alguns exemplos de indicadores compostos que atribuem igual ponderação entre os indicadores/dimensões: *Living Planet Index*, *Ecological Footprint*, *Human Development Index*, *Environmental Sustainability Index 2005*, *Environmental Vulnerability Index*, *Index of Sustainable Economic Welfare*, *Genuine Savings Index*, *Environmentally Adjusted Domestic Product*.

agregação geométrica (OCDE-JRC, 2008) e foi o utilizado na construção dos indicadores compostos^{45 46}:

$$(4.1) \quad ISA = \prod_{q=1}^Q I_q^{w_q}$$

com $\sum_{q=1}^Q w_q = 1$ e $0 \leq w_q \leq 1$ para todo $q = 1, \dots, Q$.

Por último, a agregação pela média côncava também recompensa o desempenho equilibrada mas de forma não linear, isto é, a recompensa diminui à medida que aumenta o desempenho relativo. Por outras palavras, à medida que o país atinge desempenhos relativos de nível médio-alto, os desequilíbrios entre os indicadores/dimensões têm menor importância (Floridi *et al.*, 2010):

$$(4.2) \quad ISA = \sum_{q=1}^Q w_q (I_{q,c} - e^{-I_{q,c}})$$

com $\sum_{q=1}^Q w_q = 1$ e $0 \leq w_q \leq 1$ para todo $q = 1, \dots, Q$. Por este método, a sustentabilidade é garantida quando existe harmonia entre os diferentes aspetos da mesma ao longo do tempo. A concavidade reflete a não substituíbilidade entre os indicadores individuais e penaliza progressivamente os desequilíbrios. É responsável por uma penalização mais do que proporcional para os valores baixos dos indicadores individuais. Assim, quanto maiores os valores apresentados de todos os indicadores individuais, menor a penalização total (Casadio e Palazzi, 2004). Este método é projetado para os indicadores normalizados entre 0 e 1 (neste caso Min-Max).

No total construíram-se onze combinações de indicadores compostos (tabela 16) com vista a analisar se a variação dos resultados para cada país é significativa quando são introduzidas diferentes fontes de incerteza (OCDE-JRC, 2008). Nesta etapa pretende-se verificar (1) que tipo de associação existe entre os ISA obtidos e (2) se existem diferenças significativas na posição relativa dos países (*rankings*) quando são usadas diferentes metodologias (nomeadamente, as metodologias propostas acima).

⁴⁵ Não se usou a agregação geométrica para o método de normalização *Borda Count*, pois este não avalia o desempenho regional em termos absolutos tornando-se incompatível com a finalidade da agregação geométrica que é penalizar as *performances* desequilibradas (Floridi *et al.*, 2010).

⁴⁶ Os valores normalizados $I_{q,c} = 0$ foram substituídos por 0,00001 para que não se anulasse o valor do resultado final, ISA_c .

Com o propósito de verificar a associação existente entre os diferentes ISA, isto é, averiguar se todos medem a mesma realidade complexa – sustentabilidade na agricultura, analisaram-se as suas correlações (Gómez-Limón e Sanchez-Fernandez, 2010). Por não se tratar de variáveis distribuídas normalmente, foi usado o teste de correlação de Spearman⁴⁷ (tabela 17).

Tabela 17 - Matriz de Correlação de Spearman⁴⁸

ISA	BC, IPI, LIN	BC, IPD, LIN	MM, PCA, LIN	MM, PCA, GEOM	MM, PCA, CONC	MM, IPI, LIN	MM, IPI, GEOM	MM, IPI, CONC	MM, IPD, LIN	MM, IPD, GEOM	MM, IPD, CONC
BC, IPI, LIN	1	0,939	0,772	0,660	0,776	0,753	0,590	0,759	0,732	0,588	0,737
BC, IPD, LIN		1	0,757	0,713	0,773	0,713	0,610	0,728	0,772	0,655	0,782
MM, PCA, LIN			1	0,662	0,996	0,950	0,582	0,954	0,941	0,554	0,939
MM, PCA, GEOM				1	0,702	0,609	0,883	0,645	0,645	0,923	0,675
MM, PCA, CONC					1	0,943	0,614	0,952	0,944	0,593	0,947
MM, IPI, LIN						1	0,611	0,997	0,945	0,562	0,937
MM, IPI, GEOM							1	0,643	0,619	0,962	0,641
MM, IPI, CONC								1	0,952	0,596	0,948
MM, IPD, LIN									1	0,616	0,998
MM, IPD, GEOM										1	0,642
MM, IPD, CONC											1

Fonte: Elaboração própria.

Verificam-se correlações positivas e significativas em todos os resultados (tabela 17), o que reforça a expectativa de que todos os ISA quantificam o mesmo atributo (sustentabilidade na agricultura). Todavia, os graus de correlação variam. Pode observar-se que o método de agregação é o responsável pelas maiores diferenças nos resultados. Neste sentido, pode observar-se que as correlações mais fracas (no entanto, sempre acima de $\rho \geq 0,55$) são encontradas entre os indicadores compostos agregados pelo método geométrico com os indicadores agregados pelos outros dois métodos (LIN

⁴⁷ O coeficiente ρ de Spearman mede a intensidade da relação entre variáveis ordinais. Aplica-se como alternativa à correlação de Pearson quando se viola a normalidade. O coeficiente de Spearman, em vez de usar o valor observado, usa a ordem (*rank*) das observações. Desta forma, não é sensível a assimetrias na distribuição, nem à presença de *outliers*, portanto, não exige que os dados se distribuam normalmente.

⁴⁸ A um nível de significância $\alpha = 0,05$.

e CONC)⁴⁹. A explicação possível pode advir do facto de a agregação geométrica penalizar os desequilíbrios de forma independente do nível de desempenho do país, ao contrário dos outros dois métodos, e de recompensar exponencialmente os bons resultados.

Seguidamente pretende-se verificar se existem diferenças significativas na posição relativa dos países (*rankings*) resultantes da utilização dos diferentes métodos de construção. Foi associada uma posição (*rank*) a cada país para cada ano e para cada ISA. Isto é, para cada ISA foi atribuída a posição 1 para o país mais sustentável (maior valor do ISA) e n=64 para a menos sustentável (menor valor do ISA) num determinado ano. Foi, então, calculada a estatística da alteração média da posição dos países (*average shift*), \bar{R} , em que $Rank_{ref}(ISA_{c,t})$ é a posição do país *c* no ano *t* no *ranking* estabelecido pelo indicador composto empregue inicialmente (MM, PCA, LIN) e $Rank(ISA_{c,t})$ é a posição do país *c* no ano *t* no *ranking* do indicador composto calculado com métodos (de normalização, ponderação e/ou agregação) diferentes (OCDE-JRC, 2008):

$$\bar{R} = \frac{1}{M} \sum_{c=1}^M |Rank_{ref}(ISA_{c,t}) - Rank(ISA_{c,t})|^{50}$$

Os resultados da média das diferenças absolutas dos países relativamente ao ISA_{ref} , calculada para todos os anos em estudo, são apresentado na tabela 18.

Tabela 18 – Alteração média de posição dos países nos *rankings*

ISA	BC, IPI, LIN	BC, IPD, LIN	MM, PCA, GEOM	MM, PCA, CONC	MM, IPI, LIN	MM, IPI, GEOM	MM, IPI, CONC	MM, IPD, LIN	MM, IPD, GEOM	MM, IPD, CONC
\bar{R}	9,0	9,4	11,5	1,2	4,4	13,2	4,2	4,8	13,7	4,9

Fonte: Elaboração própria.

Os resultados obtidos pelos indicadores agregados pelo produto ponderado (GEOM) afastam-se do ISA empregue inicialmente, sendo que, em média, os países

⁴⁹ As correlações encontradas entre os indicadores compostos agregados pelo método LIN e CONC é sempre superior a 0,70 ($\rho > 0,70$). As correlações entre os indicadores compostos agregados pelo método GEOM são superiores a 0,88 ($\rho > 0,88$) (ver tabela 17).

⁵⁰ Esta estatística foi calculada para todos os países em 2003, 2005, 2007 e 2009 pelo que M=256.

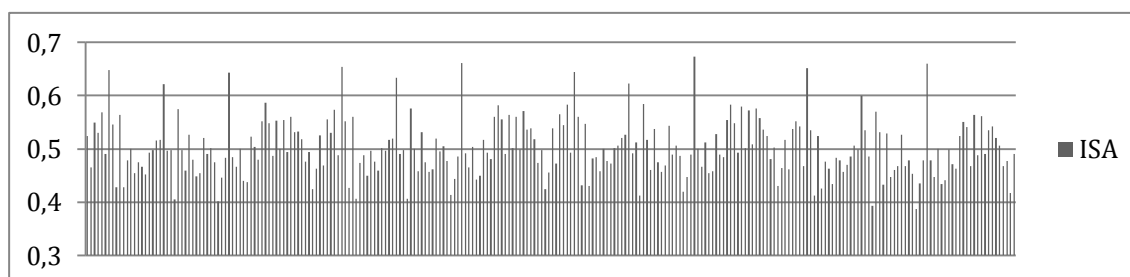
alteram a sua posição em mais de 11 lugares. As posições das observações nos ISA normalizados pelo método *Borda Count* variam, em média, mais de 9 lugares relativamente ao indicador de referência. Este afastamento não se considera relevante e é justificado pela quantidade de informação perdida na utilização deste método de normalização (uma vez, que é baseado na atribuição de pontos) pois não considera valores absolutos dos indicadores individuais. Mais uma vez, os restantes indicadores compostos apresentam estatísticas favoráveis à robustez do ISA original.

Como referido, nesta etapa pretende-se apenas averiguar a robustez do indicador composto desenvolvido inicialmente. Conclui-se que a fonte de incerteza mais relevante é o método de agregação, especialmente quando é restringida a possibilidade de compensação entre indicadores individuais. A escolha da melhor abordagem de agregação de um indicador de sustentabilidade na agricultura é subjetiva. Esta pode depender de vários fatores como por exemplo: da escolha de uma abordagem baseada em incentivos ou em penalizações e em que medida; da consideração da maturidade do (s) país (es) relativamente aos esforços no sentido da sustentabilidade na agricultura; ou da escolha entre privilegiar mais os bons resultados ou o equilíbrio dos indicadores individuais. Além disso, tudo isto requer algum consenso entre as partes interessadas. Assim, nesta dissertação, apenas é acautelada a importância deste passo na construção do ISA mas, tal discussão não será tida em conta.

4.2. Discussão dos resultados

Os resultados possíveis do indicador ISA correspondem ao intervalo [0,1]. Os resultados obtidos oscilam entre 0,387 e 0,673 (figura 5), e apresentam uma média e mediana de 0,503 e 0,497, respetivamente.

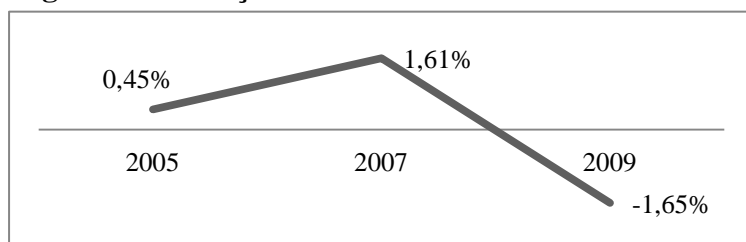
Figura 5 - Resultados ISA por país e por ano.



Fonte: Elaboração própria.

A figura 6 pretende demonstrar a variação média dos resultados⁵¹ dos ISA relativamente a 2003. Os resultados de 2003 aumentaram em média 0,45% em 2005 e 1,61% em 2007. Em 2009 a média dos resultados do ISA era 1,65% mais baixa do que os resultados de 2003.

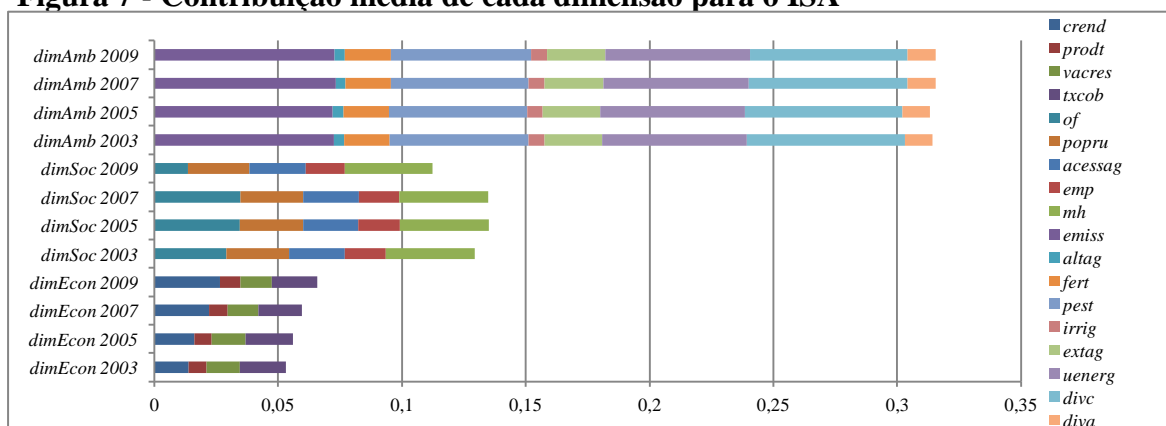
Figura 6 - Variação média dos resultados do ISA relativamente a 2003



Fonte: Elaboração própria.

Ao longo dos quatro anos a dimensão económica foi a que proporcionou um aumento continuado para os resultados dos ISA (figura 7). A dimensão social sofreu uma quebra relativamente acentuada de 2007 para 2009, isto é, em 2007 a contribuição da dimensão social para o valor total do ISA era, em média, 0,135 e em 2009 desceu para 0,110. A dimensão ambiental é a que mais contribui para o valor do ISA (por volta de 0,31) uma vez que contém o maior número de indicadores e ponderadores elevados. Verificou-se uma descida dos resultados médios desta última dimensão, ainda que ligeira, em todos os anos, exceto para 2007.

Figura 7 - Contribuição média de cada dimensão para o ISA⁵²



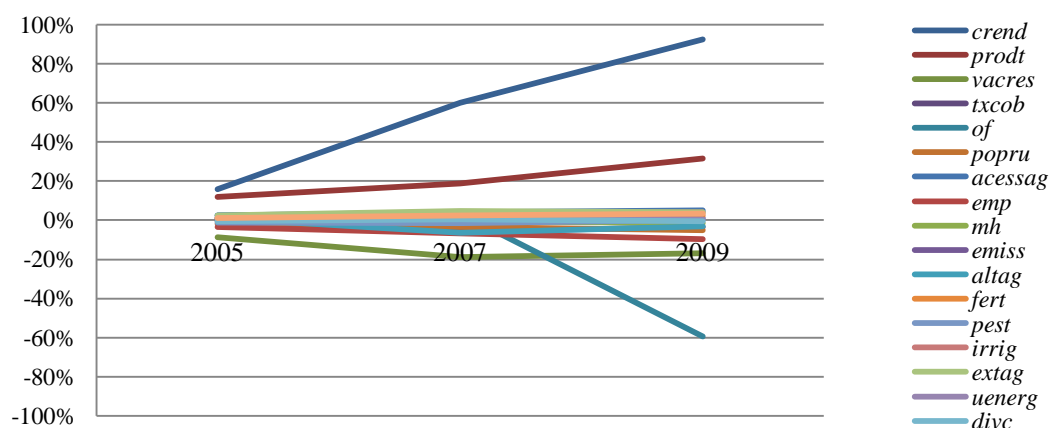
Fonte: Elaboração própria.

⁵¹ Primeiro, foi calculada a variação percentual do ISA de cada país para os anos 2005, 2007 e 2009 com base no ano 2003, e em seguida, foi calculada a média para o conjunto de todos os países das variações para cada ano (2005, 2007 e 2009).

⁵² Foi calculada a média dos valores dos indicadores normalizados e ponderados para cada ano de forma a medir a contribuição média de cada dimensão (e indicador) para o resultado final do ISA.

A figura 8 descreve o comportamento dos indicadores individuais (normalizados) relativamente a 2003 e ajuda a perceber o comportamento dos dois gráficos anteriores.

Figura 8 - Variação da média dos indicadores individuais (normalizados) de 2005, 2007 e 2009 relativamente a 2003⁵³



Fonte: Elaboração própria.

Os indicadores individuais que mais contribuíram para o aumento dos resultados em 2005 e 2007 foram, principalmente, *crend* e *prodt*, com uma variação média de 60% e 19%, respetivamente, em 2007 com base em 2003. O aumento dos resultados destes indicadores continuou em 2009, contudo, não foi suficiente para absorver a descida dos restantes indicadores individuais do ISA. Em 2009, os indicadores que mais contribuíram para a descida da média dos resultados do ISA foram: *of* (-59,38%), *vacres* (-16,86%), *emp* (-9,52%) e *popru* (-5,10%)⁵⁴.

Para uma observação mais clara, dada a proximidade dos resultados (figura 5), e para averiguar a evolução nos anos em estudo para cada país, foi produzida uma lista com a classificação ordenada (*ranking*) dos países para cada ano na tabela 19.

⁵³ Foi calculada a média dos valores normalizados de cada indicador para cada ano, e em seguida, a variação relativamente à média dos valores de 2003.

⁵⁴ Os valores entre parêntesis referem-se à variação percentual da média dos valores dos indicadores normalizados relativamente a 2003.

Tabela 19: Ranking ISA

	2009	2007	2005	2003
Nepal	1	1	1	2
Burkina Faso	2	2	2	1
Ghana	3	3	3	3
India	4	4	5	5
Slovenia	5	7	8	10
Sri Lanka	6	9	9	9
Azerbaijan	7	16	18	17
Romania	8	6	4	4
Macedonia (FYR)	9	12	16	16
Bangladesh	10	5	6	6
Serbia	11	14	13	13
Austria	12	10	12	12
Thailand	13	8	7	8
Canada	14	11	14	14
Guatemala	15	38	38	33
Iran (Islamic Republic)	16	25	29	32
Italy	17	19	17	18
Kyrgyzstan	18	17	21	21
China	19	15	10	7
Republic of Moldova	20	13	11	11
Turkey	21	20	15	15
Armenia	22	18	19	19
Ukraine	23	23	22	22
France	24	24	23	24
Norway	25	26	26	28
Germany	26	22	20	23
Poland	27	21	24	20
Yemen	28	53	55	51
Sweden	29	28	30	34
Spain	30	33	28	27
Finland	31	30	34	31
Hungary	32	27	31	30
Dominican Republic	33	35	33	47
Lithuania	34	29	25	26
Morocco	35	41	42	41
Ecuador	36	47	45	49
Netherlands	37	34	37	40
United States of America	38	31	32	35
Cyprus	39	45	48	44
Portugal	40	39	36	25
Estonia	41	32	27	36
Kazakhstan	42	51	51	54
United Kingdom	43	46	47	45
Latvia	44	40	35	37
Slovakia	45	36	39	39
Belgium	46	37	40	38
Czech Republic	47	44	41	29
Republic of Korea	48	43	43	42
Australia	49	49	49	50
Jordan	50	57	54	56
El Salvador	51	50	52	55
Malaysia	52	42	44	46
Japan	53	48	46	43
New Zealand	54	52	50	48
Peru	55	55	57	59
Mexico	56	59	58	57
Panama	57	58	59	58
Denmark	58	56	56	53
Ireland	59	54	53	52
Colombia	60	61	63	60
Uruguay	61	62	61	62
Chile	62	60	60	61
Iceland	63	64	64	63
Mauritius	64	63	62	64

Fonte: Elaboração própria.

Pode-se observar que os países mantiveram-se relativamente estáveis nas suas posições ordenadas ao longo dos anos (a média da variação de posições é aproximadamente 0). Contudo, existem exceções⁵⁵, sendo, por exemplo, Portugal um dos países que apresentou uma das variações mais acentuadas no *ranking* do ISA. Portugal desceu 11 posições, da posição 25 para a 36, de 2003 para 2005. Verificou-se que este facto é explicado por uma descida generalizada de vários dos indicadores individuais que compõem o ISA. Tais descidas foram encontradas nas três dimensões da sustentabilidade (os indicadores individuais normalizados que apresentaram descidas foram: *crend*, *vacres*, *popru*, *emp*, *mh*, *emiss*, *fert*, *pest*, *irrig*, *uenerg*, *divc*).

Entendeu-se necessário comparar o comportamento do ISA com outras variáveis e verificou-se que este indicador composto, apesar de abordar as três dimensões da sustentabilidade (económica, social e ambiental) não se correlaciona significativamente com outros indicadores de sustentabilidade e desenvolvimento não agrícolas. O ISA foi comparado com o Índice de Desenvolvimento Humano e com o PIB *per capita* para o total da amostra (tabela 20) e verifica-se que se correlaciona fraca e negativamente com ambos.

Tabela 20: Correlação do ISA com as variáveis IDH e PIB *per capita*⁵⁶

	IDH	PIB <i>per capita</i>
ISA	-0,259	-0,308

Fonte: Elaboração própria.

O mesmo teste de correlação foi calculado para duas subamostras (tabela 21): países da amostra inicial pertencentes à OCDE⁵⁷ e restantes países (não-OCDE) da amostra. Verifica-se que, nos países não-OCDE as correlações negativas entre o ISA e

⁵⁵ As variações mais acentuadas no *ranking* foram: Iémen e a Guatemala - subiram 25 e 23 posições, respetivamente, de 2007 para 2009; República Dominicana - subiu 14 posições de 2003 para 2005; República Checa - desceu 12 posições de 2003 para 2005.

⁵⁶ Correlação de Spearman com um nível de significância de $\alpha = 0,05$. A amostra inclui os anos 2003, 2005, 2007 e 2009.

⁵⁷ Nesta subamostra foram considerados 30 países: Austrália, Áustria, Bélgica, Canadá, Chile, Republica Checa, Dinamarca, Estónia, Finlândia, França, Alemanha, Hungria, Islândia, Irlanda, Itália, Japão, Coreia, México, Holanda, Nova Zelândia, Noruega, Polónia, Portugal, Eslováquia, Eslovénia, Espanha, Suécia, Turquia, Reino Unido, Estados Unidos da América.

as variáveis IDH e PIB *per capita* são acentuadas, enquanto nos países da OCDE as correlações diminuem tornando-se mais próximas de zero.

Tabela 21: Correlação do ISA com as variáveis IDH e PIB *per capita* para as subamostras: países Não-OCDE e países OCDE

	Países Não-OCDE	Países OCDE
Variáveis	ISA	ISA
HDI	-0,411	-0,081
PIB <i>per capita</i>	-0,543	-0,049

Fonte: Elaboração própria.

Sem menosprezar o facto de se tratar de indicadores diferentes, com metodologias e objetivos diversos e que abrangem diferentes dimensões, observa-se que estes resultados estão fortemente relacionados com os indicadores individuais selecionados para a construção do indicador composto ISA. É conhecido que nos países menos desenvolvidos o sector agrícola assume, em geral, maior importância relativamente aos outros sectores da economia, sendo responsável por uma maior parte da riqueza gerada e absorvendo grande parte da população ativa, logo, grande parte da sua população é classificada como rural. Desta forma, é de esperar que estes países obtenham melhores resultados nos indicadores *vacres*, *emp* e *popru*. Tais indicadores beneficiam de ponderações relativamente elevadas, 0,071, 0,078 e 0,063, respetivamente. Estas características, típicas dos países menos desenvolvidos, influenciam de forma positiva os resultados do indicador.

O facto do indicador ISA, aparentemente, beneficiar países cujo sector agrícola é a principal atividade, e por isso, beneficiar países com rendimento e condições sociais relativamente baixas, pode ser encarado como uma limitação do indicador porque (1) tais características estruturais destes países não são, por si só, garantia de que a “gestão e utilização do ecossistema agrícola mantém a sua diversidade biológica, produtividade, capacidade de regeneração, vitalidade e habilidade para funcionar”, tal como exige a definição de agricultura sustentável de Lewandowski *et al.* (1999) apresentada no capítulo 1 desta dissertação. Além disso, (2) não se pode afirmar que o facto de um destes países se desenvolver (e portanto, verificar uma perda da importância da atividade agrícola na economia e na sociedade) leve a que seja comprometida a

capacidade do seu “(...) agroecossistema de cumprir, hoje e no futuro, as suas funções sociais, ambientais e económicas” (Lewandowski *et al.*, 1999).

Relativamente aos países pertencentes à OCDE, observa-se que, pelo contrário, o ISA deixa de se correlacionar tão significativamente com o IDH e com o PIB *per capita*. Apesar das limitações e dos pressupostos assumidos ao longo do trabalho, poder-se-á concluir, ainda que de forma prudente, que à medida que os países se desenvolvem a sustentabilidade na agricultura deixa de estar correlacionada com as suas condições socioeconómicas. Embora tal facto possa dever-se à proximidade dos dados da subamostra países OCDE, não se pode afirmar que, nesta subamostra, existe influência indevida dos indicadores individuais referidos acima, logo, das características estruturais dos países.

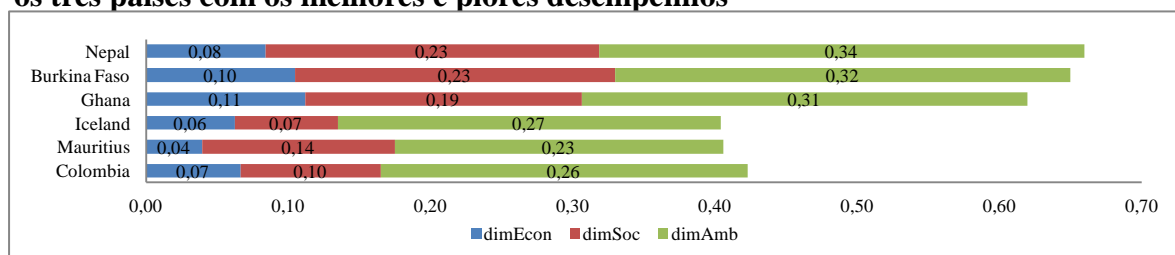
Pela observação dos dados originais verifica-se que existem cinco indicadores individuais (*prodt*, *vacres*, *popru*, *emp* e *acessag*) que absorvem as diferentes características dos países em desenvolvimento face aos desenvolvidos, acabando por influenciar mais os resultados do ISA. Como já foi referido, os indicadores *vacres*, *popru*, *emp* contribuem para que os resultados dos países menos desenvolvidos sejam mais favoráveis. O indicador individual *prodt* também reflete a diferença entre os dois grupos de países, mostrando-se mais elevados nos países desenvolvidos. O indicador *acessag* assume aproximadamente 100% para os estes países, por isso, tal indicador não deverá assumir importância para uma avaliação comparativa apenas entre países desenvolvidos.

Os cinco indicadores referidos (*prodt*, *vacres*, *popru*, *emp* e *acessag*) seriam os responsáveis para que se justificasse fazer uma análise distinta dos resultados para os países OCDE e Não-OCDE, isto é, uma análise distinta para (1) os países com fraco envolvimento social na agricultura mas de elevada produtividade e para (2) os países com elevado envolvimento social mas que verificam fraca produtividade no sector. Isto porque, pela observação dos dados originais dos restantes indicadores individuais selecionados, verifica-se que não é possível definir, pelo menos para os anos em estudo, perfis distintos para os países desenvolvidos e em desenvolvimento. Ou seja, os restantes indicadores individuais selecionados não se correlacionam com o nível de desenvolvimento dos países.

De notar que, finalmente, que apesar de se considerarem dados de 2003, 2005, 2007 e 2009 de 64 países, a dimensão da amostra não é a desejável para se poderem retirar conclusões com elevada fiabilidade.

Em seguida, tentou-se perceber as principais diferenças entre os países que apresentam os melhores resultados relativamente aos países que apresentam os piores. Para isso selecionaram-se os três países com a média mais elevada dos ISA para 2003, 2005, 2007 e 2009 e os três países com a média mais baixa. Estes foram: Nepal (0,66), Burkina Faso (0,65) e Gana (0,62) para os maiores resultados, e Islândia (0,40), Maurícia (0,41) e Colômbia (0,42) para os resultados mais baixos. Na figura 9, pode observar-se a contribuição média de cada dimensão para o ISA.

Figura 9 - Resultados da média dos ISA para os anos 2003, 2005, 2007 e 2009 para os três países com os melhores e piores desempenhos

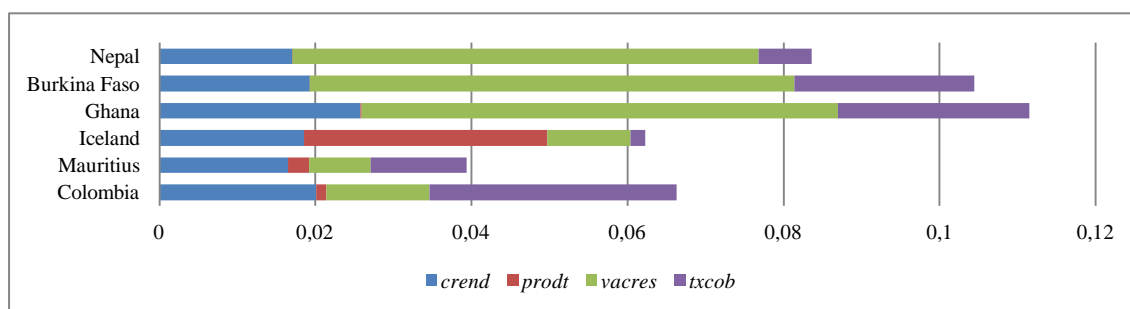


Fonte: Elaboração própria.

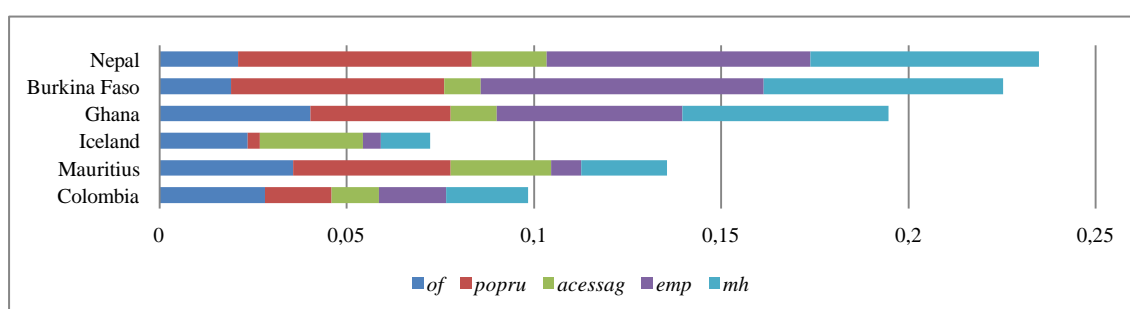
Como seria de esperar, os resultados das melhores *performances* são mais elevados em todas as dimensões da sustentabilidade. Pretende-se, portanto, identificar quais as dimensões que proporcionam as diferenças mais significativas. Os países que alcançam resultados relativamente mais elevados conseguem-no pelo seu envolvimento socioeconómico na atividade agrícola. Assim, especula-se que a dimensão económica e a social ditam o perfil dos países nos resultados do ISA. Pela figura 10 tenta-se perceber a contribuição de cada indicador individual (normalizado e ponderado) para o resultado final.

Figura 10: Contribuição de cada indicador para o resultado final do ISA (média dos anos 2003, 2005, 2007 e 2009)

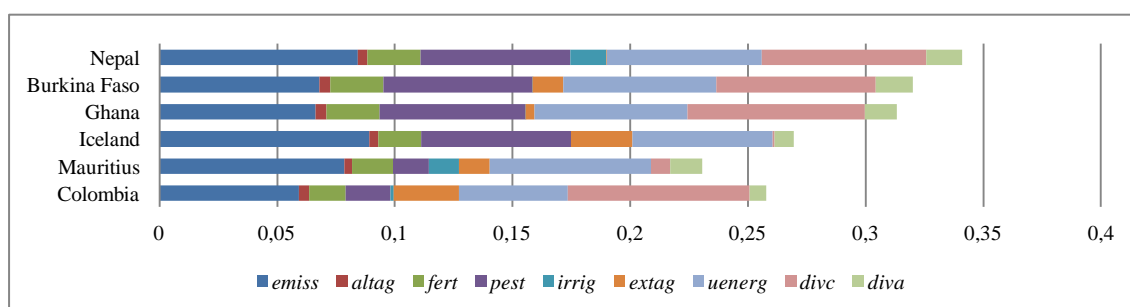
Dimensão Económica



Dimensão Social



Dimensão ambiental



Fonte: Elaboração própria.

Verifica-se que o elevado peso da atividade agrícola na riqueza gerada pelo país é a razão principal para a obtenção de elevados resultados. Apesar de, nos países de melhor *performance*, a produtividade ser muito baixa, a importância do sector para a sua economia leva a obter valores mais elevados do ISA. Desta forma, também o seu envolvimento social na agricultura é motivo dos bons resultados relativos, e é demonstrada pela elevada proporção da população rural e do emprego no total nacional bem como pela igualdade entre géneros. De notar que, na dimensão ambiental, a utilização de fertilizantes e pesticidas aproximadamente nula também contribui para estes resultados.

É afirmado por alguns autores que o sector agrícola, nos países de menores rendimentos, é o principal motor do crescimento e do desenvolvimento económico e ressaltam a importância socioeconómica de manter este sector como um exportador líquido (Awokuse, 2009). De notar que, ainda é recorrente a discussão acerca de dar prioridade à indústria ou à agricultura em tais países para que estes caminhem no sentido da redução da pobreza. Para além disso, é previsto que o valor acrescentado gerado pela agricultura tenda a diminuir com o crescimento económico. Contudo, a atividade agrícola gera emprego e é uma fonte de divisas. Ainda, a agricultura é uma importante fonte de *inputs* para outras atividades (a procura intermédia por produtos agrícolas absorve 70% da produção primária) (Mucavele, 2013). Estes factos confirmam a importância da relação do sector agrícola com o resto da economia (Mucavele, 2013). Com o desenvolvimento e diversificação da economia, o sector agrícola pode perder peso no PIB, mas desenvolve fortes ligações com o resto da economia e conduz a efeitos multiplicadores noutros sectores (Mucavele, 2013 e Diao *et al.*, 2007). Estes factos devem apontar para uma maior sustentabilidade (ainda que, principalmente económica) do sector agrícola nesses países.

É preciso garantir que tais ganhos são sustentáveis nas dimensões sociais e ambientais. Mulcaleve (2013) afirma que para além dos benefícios na sustentabilidade económica, a agricultura promove e apoia o desenvolvimento das zonas rurais, logo, da qualidade de vida rural. Relativamente à dimensão ambiental, é de notar que, hoje, os valores ambientais estão patentes no crescimento através da formulação de políticas agrícolas que reduzem os custos da poluição e aumentam os benefícios ambientais que o sector pode proporcionar. Assim, estas economias, logo, a agricultura, desenvolvem-se num novo paradigma (mais sustentável). As abordagens que combinam a redução da pobreza e a sustentabilidade ambiental têm sido bem sucedidas nos países Africanos (FAO, 2011). Tais abordagens dependem, numa fase inicial, do sucesso de pequenas explorações (pequenos agricultores com capacidade de se adaptarem aos desafios) (FAO, 2011 e Diao *et al.*, 2007). É de salientar que a agricultura Africana conseguiu êxitos notáveis na melhoria das técnicas de conservação ambiental, no aumento da I&D, e no aproveitamento de novas oportunidades de mercado (Gabre-Madhin, 2004 *in* Diao *et al.*, 2007).

Noutros países em desenvolvimento da Ásia e da América Latina, as políticas públicas do sector agrícola centraram-se em subsídios e financiamentos para suportar a compra de fertilizantes e de equipamento de irrigação e suportar os preços baixos dos *outputs*⁵⁸. Tais modelos são menos aceitáveis hoje, uma vez que conduziram à degradação dos recursos naturais e têm levado ao declínio da produtividade (Diao *et al.*, 2007). Deste modo, alguns países do continente Africano estão a desenvolver-se no novo paradigma assente na sustentabilidade (principalmente ambiental). Mas, garantir a sustentabilidade nos países africanos requer que a produtividade aumente (Timmer e Block, 1994), sendo este o seu principal constrangimento para um desenvolvimento sustentável na agricultura.

⁵⁸ As despesas públicas na agricultura representam 5,3% do PIB em África em 2004. Este valor sobe para 11,2% e 6,2% na Ásia e América Latina, respetivamente (Diao *et al.*, 2007).

Conclusões

A sustentabilidade é um conceito temporal passível de se alterar e evoluir, uma vez que envolve sistemas dinâmicos, neste caso, a agricultura como um sistema económico, social e ambiental. A tentativa de definir e de medir a sustentabilidade na agricultura emerge em dificuldades porque carece da descoberta do que a sociedade necessita de manter ao longo do tempo e de *feedbacks* entre esta e a natureza, que são incertos e, muitas vezes, desconhecidos.

No presente trabalho foi construído um indicador composto de sustentabilidade na agricultura (ISA) para aplicação à escala nacional. O *framework* SAFE forneceu a base teórica na seleção dos indicadores individuais. Foram, então, selecionados 18 indicadores individuais pertencentes às três dimensões da sustentabilidade. Estes foram normalizados pelo método Min-Max (cujos intervalos de referência consistiram no valores mínimos e máximos da amostra), ponderados pelo método PCA (de forma a anular a subjetividade das técnicas normativas) e agregados pelo método aditivo (à semelhança de outros indicadores compostos de referência internacional). A dimensão ambiental é a que detém o maior peso no indicador (maior número de indicadores e maiores ponderações), contudo, a sua evolução ao longo do tempo, foi aproximadamente nula.

As posições relativas dos países menos desenvolvidos no ISA são fortemente influenciadas pela sua dependência económica e social da atividade agrícola. Isto deve-se ao facto de existirem alguns indicadores individuais, que compõem o ISA, fortemente relacionados com as características estruturais dos países. Uma forma de contornar esta situação poderia ser através da definição de valores de referência que moderassem a influência destes indicadores individuais no resultado final, por exemplo, através de médias regionais. Contudo, isto não invalida a capacidade de avaliação do indicador mas, para uma análise mais precisa, sugere-se a observação dos resultados separando os países em, pelo menos, dois grupos: países desenvolvidos e países em desenvolvimento, uma vez que se tratam de realidades muito diferentes.

Os países que verificaram a melhor posição no ISA denotam um constrangimento que merecerá elevada atenção: a produtividade da produção agrícola. Esta deverá ser a prioridade nos seus agroecossistemas e deverá ser alcançada através de

tecnologia e técnicas de gestão de forma a não danificar o meio ambiente. Infraestruturas adequadas – irrigação, transporte, eletrificação e comunicações - são cruciais para que se alcance esse objetivo.

A nível global, as medidas deverão centrar-se na abertura dos mercados, no corte de subsídios agrícolas prejudiciais, que muitas vezes incentivam práticas insustentáveis (foi o caso da maioria dos países da América Latina e de alguns dos países asiáticos estudados, que no *ranking* do ISA obtiveram posições relativamente baixas) e focar-se mais na assistência ao desenvolvimento do sector agrícola, sempre com salvaguardas ambientais e sociais para assegurar a sustentabilidade (a longo prazo).

A agricultura representa apenas 2% da produção nos países da OCDE. Mas para a maioria dos países em desenvolvimento, a agricultura é o sector que mais emprega e é uma importante fonte de renda nacional e de receitas de exportação. O crescimento agrícola sustentável, através dos seus efeitos multiplicadores sobre o resto da economia, pode conduzir ao avanço económico dos países mais pobres, especialmente, em África. A contribuição da agricultura para a redução da pobreza só será garantida se assentar em tendências sustentáveis de produção e de utilização de recursos que, por sua vez, só serão garantidas através de uma conjugação coerente de políticas relativas às três dimensões da sustentabilidade. Assim, o caminho no sentido da sustentabilidade na agricultura deverá ser acompanhado por esforços governamentais nas três dimensões, tanto nos países de baixo rendimento como nos restantes.

O indicador composto desenvolvido, ISA, mostrou-se uma ferramenta útil para uma primeira avaliação nacional (do tipo “diagnóstico”) e denota as características desejadas inicialmente: simplicidade e generalidade. Os resultados obtidos oscilam num pequeno intervalo de variação mas, a classificação ordenada permite uma fácil comparação do desempenho dos países. Uma observação mais detalhada dos resultados, ou seja, descendo nos níveis de construção do indicador composto (análise das dimensões e/ou dos indicadores individuais normalizados e/ou ponderados) permite retirar conclusões sobre o comportamento dos países que vão de encontro aos estudos da OCDE.

O desenvolvimento do ISA ajudou a refletir sobre quais os indicadores disponíveis e permitiu seleccionar um conjunto de dados relevantes e disponíveis (que não foram recolhidos para este efeito), cruzar informação entre os países e fazer

comparações ao longo dos quatro anos em estudo (2003, 2005, 2007 e 2009). Esta seleção pode ajudar os decisores políticos a abordar as questões críticas e possivelmente, pode ajudar ao desenvolvimento de melhores abordagens e estratégias.

A definição de intervalos de sustentabilidade principalmente em indicadores ambientais, sem negligenciar os impactos na sociedade, é essencial para uma avaliação mais precisa. Este processo é feito, normalmente, na etapa de normalização. A falta de valores/intervalos de referência fiáveis é o grande constrangimento da presente avaliação. Desta forma, o ISA mensura, de forma implícita, a sustentabilidade relativa. A determinação destes valores deverá ser o principal objetivo das pesquisas futuras. Só desta forma se podem obter avaliações de sustentabilidade absolutas e, portanto, abandonar *benchmarks* sem garantia de que o seu bom desempenho é efetivamente, o caminho (mais) sustentável. De notar que estes desenvolvimentos, a par do esforço para uma maior disponibilidade de dados, seriam importantes para a definição de conjuntos de indicadores de sustentabilidade mais precisos, logo, menos subjetivos, e portanto, cruciais para a utilidade das pesquisas futuras.

A comunicação de incertezas relativamente ao método de agregação a adotar foi um dos focos da presente avaliação. A redução da possibilidade de compensação entre os indicadores individuais, isto é, a aproximação do conceito de sustentabilidade forte (substituição limitada entre os componentes da sustentabilidade), altera as classificações ordenadas dos países. Os resultados variam quando se utilizam diferentes formas de penalizar *performances* desequilibradas. Assim, esta avaliação ajuda a limitar o risco de interpretações simplistas de indicadores compostos e alerta para um consenso universal acerca da abordagem de compensação a adotar relativamente à sustentabilidade na agricultura.

A construção de um indicador composto é um exercício de compressão de informação, que envolve perda de informação relevante. Apesar de suster, inevitavelmente, várias fontes de incerteza, o risco de interpretações erradas ou simplistas é ultrapassado pela transparência da sua construção e pela devida referência às incertezas que acumula. Todavia, a utilidade do ISA é evidenciada como ferramenta de apoio a decisores políticos e como ferramenta de fácil comunicação à opinião pública por ser capaz de resumir e comparar (entre países ou momentos temporais) realidades complexas e multidimensionais.

Referências bibliográficas

Awokuse, T. O. (2009), “*Does Agriculture Really Matter for Economic Growth in Developing Countries?*”, American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Milwaukee, WI.

Böhringer, C. e Jochem, P. (2007), “Measuring the immeasurable. A survey of sustainability indices”, *Ecological Economics*, Vol. 63, N°1, pp. 1–8.

Casadio E. e Palazzi, P. (2004), “*An index for sustainable development*”, Banca Nazionale del Lavoro Quarterly Review LVII (229).

Chen, E., Bhagowalia, P., Shively, G. (2011), “Input Choices in Agriculture: Is There A Gender Bias?”, *World Development*, Vol. 39, pp. 561-568.

Dantsis, T., Douma, C., Giourga, C., Loumou, A., Polychronaki, E. (2010), “A methodological approach to assess and compare the sustainability level of agricultural plant production systems”, *Ecological Indicators*, Vol. 10, N° 2, pp. 256–263.

Diao, X., Hazell, P., Resnick, D., Thurlow, J. (2007), “The role of agriculture in development: Implications for Sub-Saharan Africa”, Research Report 153. International Food Policy Research Institute (IFPRI), Washington, DC.

FAO (2011), “*The state of the world’s land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk*”, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London.

FAOSTAT (2013), “Emissions Data”, <http://faostat3.fao.org/home/index.html>,
accedido em Julho de 2013.

Floridi, J., Pagni, S., Falorni, S., Luzzati, T. (2011), “An exercise in composite indicators construction: assessing the sustainability of Italian regions”, *Ecological Economics*, Vol. 70, N° 8, pp. 1440-1447.

Gómez-Limón J.A. e Sanchez-Fernandez G. (2010), “Empirical evaluation of agricultural sustainability using composite indicators”, *Ecological Economics*, Vol. 69, Nº 5, pp. 1062–1075.

Gómez-Limón, J.A. e Riesgo, L. (2008), “Alternative approaches on constructing a composite indicator to measure agricultural sustainability”, Artigo preparado para apresentação no 107º seminário *European Association of Agricultural Economists* (EAAE), Sevilha.

Hajkowicz, S. e Collins, K. (2007), “A review of multiple criteria analysis for water resource planning and management”, *Water Resource Management*, Vol. 21, pp. 1553–1566

Hansen, J.W. (1996), “Is agricultural sustainability a useful concept?”, *Agricultural Systems*, Vol. 50, Nº 2, pp. 117–143.

Hart, D. (1984), “Measuring sustainability: issues and alternatives”, *Journal of Farming Systems Research-Extension*, Vol. 3, Nº 1, pp. 1-20.

Lewandowski, I., Hardtlein, M., Kaltschmitt, M. (1999), “Sustainable crop production: definition and methodological approach for assessing and implementing sustainability”, *Crop Science*, Vol. 39, pp. 184–193.

Lowrance, R., Hendrix, F. e Odum, P. (1986), “A hierarchical approach to sustainable agriculture”, *American Journal of Alternative Agriculture*, Vol. 1, Nº 4, pp. 169-173.

Mayer A. (2007), “Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems”, *Environment International*, Vol. 34, Nº 2, pp. 277- 291.

Molina, N. e Sevilla, E. (1992), “Una propuesta de diálogo entre socialismo y ecología: el neopopulismo ecológico”, *Ecología Política*, Vol. 3, pp. 121-135.

Mucavele, G. (2013), "True Contribution of Agriculture to Economic Growth and Poverty Reduction: Malawi, Mozambique and Zambia Synthesis Report", Food Agriculture and Natural Resources Policy Analysis Network, Universidad Eduardo Mondlane.

Nambiar M., Gupta P., Fu Q., Li S. (2001), "Biophysical, chemical and socio-economic indicators for assessing agricultural sustainability in the Chinese coastal zone", *Agriculture, Ecosystem & Environment*, Vol. 87, Nº 2, pp. 209–214.

Nardo, M., Saisana, M., Saltelli, A., Tarantola, S. (2005), "Tools for Composite Indicators Building", Joint Research Centre - European Commission, Ispra (Itália).

Nation, M.L. (2009), "Understanding women's participation in irrigated agriculture: A case study from Senegal", *Agriculture and Human Values*, Vol. 27, Nº 2, pp. 163–176.

OCDE (1999), "*Environmental Indicators for Agriculture - Concepts and Framework*", Vol. 1, França.

OCDE (2001), "*Environmental Indicators for Agriculture – Methods and Results*", Vol. 3, França.

OCDE (2003), "*Agriculture and Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis*", Proceedings from an OCDE Expert Meeting Zurich, Suíça, Novembro 2001.

OCDE (2008a), "*Environmental Performance of Agriculture in OECD countries since 1990*", Paris, França, www.oecd.org/tad/env/indicators.

OCDE (2008b), "*OECD Contribution to the United Nations Commission on Sustainable Development 16 - towards sustainable agriculture*", França.

OCDE – JRC, Joint Research Centre, (2008), "*Handbook on constructing composite indicators. Methodology and user guide*", OCDE, Paris.

Riabacke, M., Danielson, M., Ekenberg, L. (2012), “*State-of-the-Art Prescriptive Criteria Weight Elicitation*”, *Advances in Decision Sciences*, 2012.

Rigby, D., Woodhouse, P., Young, T., Burton, M. (2001), “Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice”, *Ecological Economics*, Vol. 39, pp. 463–478.

Roy, R. e Chan, W. N. (2011), “An assessment of agricultural sustainability indicators in Bangladesh: review and synthesis”, *Environmentalist*, Vol. 32, pp. 99–110.

Saisana, M., Tarantola, S. (2002), “State-of-the-art Report on Current Methodologies and Practices for Composite Indicator Development”, EUR 20408 EN, European Commission-JRC, Ispra (Italy).

Sauvenier, X., Valckx, J., van Cauwenbergh, N., Wauters, E., Bachev, H., Biala, K., Biielders, C., Brouckaert, V., Garcia Ciudad, V., Goyens, S., Hermy, M., Mathijs, E., Muys, B., Vanclooster, M., Peeters, A. (2006), “Framework for Assessing Sustainability Levels in Belgian Agricultural Systems—SAFE”, Part 1: Sustainable Production and Consumption Patterns, Final Report—SPSD II CP 28, *Belgian Science Policy*, Brussels, Belgium, pp. 125.

Smith, C. e McDonald, G. (1998): “Assessing the sustainability of agriculture at the planning stage”, *Journal of Environmental Management*, Vol. 52, N° 1, pp. 15-37

Soler-Rovira, J., Soler-Rovira, P. (2008), “Assessment of aggregated indicators of sustainability using PCA: the case of apple trade in Spain”, In: *Proceedings of the 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector*, pp. 134- 143.

Sydorovych O., Wossink, A. (2008), “The meaning of agricultural sustainability: evidence from a conjoint choice survey”, *Agricultural Systems*, Vol. 98, N° 1, pp. 10–20.

Timmer, P. e Block, S. (1994), “Agriculture and economic growth: Conceptual Issues and the Kenyan Experience”, A report submitted to the US Agency for International Development (USAID).

Trauger, A., Sachs, C., Barbercheck, M., Brasier, K. and Kiernan, N.E. (2010), “Our market is our community: Women farmers and civic agriculture in Pennsylvania, USA”, *Agriculture and Human Values*, Vol. 27, pp. 43–55.

UN-WWAP (The United Nations Water Assessment Programme) (2012), “*Managing Water under Uncertainty and Risk - World Water Development Report 4*”, UNESCO.

USDA, U.S. Department of Agriculture (2003), “*Agricultural Resources and Environmental Indicators: Impacts of Rising Concentrations of Greenhouse Gases*”, Capítulo 7.2, Washington DC, United States.

van Calker, K., Berentsen, P. e Romero, C. (2006), “Development and application of a multi-attribute sustainability function for Dutch dairy farming systems”, *Ecological Economics*, Vol. 57, N° 4, pp. 640–658.

van Cauwenbergh N., Biala K., Biolders C., Brouckaert V., Franchois L., Garcia Ciudad V., Hermy M., Mathijs E., Muys B., Reijnders J., Sauvenier X., Valckx J., Vanclooster M., Van der Veken B., Wauters E., Peeters A. (2007), “SAFE - A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 120, pp. 229–242.

Vecchione, G. (2010), “EU rural policy: proposal and application of an agricultural sustainability index”, Munich personal RePEc archive (MPRA), n° 27032.

World Bank (2000), “Agriculture and Achieving the Millennium Development Goals”, n° 32729 – GBL, Washinton DC.

World Bank (2011), “Economic and sector work – Global Strategy to Improve Agricultural and Rural Statistics”, report 56719-GLB, Washington, DC.

WCDE (1987), “*Our Common Future*”, Oxford and New York: Oxford University Press, 1987.

Zham, F., Viaux, P., Vilain, L., Girardin, P., Mouchet, C. (2008), “Assessing farm sustainability with the IDEA method from the concept of agriculture sustainability to case studies on farms”, *Sustainable Development*, Vol. 16, N° 4, pp. 271–281.

Zhen, L., Routray, J., Zoebisch, M., Chen, G., Xie, G., Cheng, S. (2005), “Three dimensions of sustainability of farming practices in the North China Plain: a case study from Ningjin County of Shandong Province”, PR China, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 105, N° 3, pp. 507–522.

Zhen, L., Zoebisch, A., Chen, G., Feng, Z. (2006), “Sustainability of farmers’ soil fertility management practices: a case study in the North China Plain”, *Environmental Management*, Vol. 79, N° 4, pp. 409–419.